

Nordisk Miljörättslig Tidskrift



Nordic Environmental Law Journal

2020:2

www.nordiskmiljoratt.se

Nordisk Miljörättslig Tidskrift/Nordic Environmental Law Journal 2020:2

ISSN: 2000-4273

Redaktör och ansvarig utgivare/Editor and publisher: Charlotta Zetterberg

Webpage <http://nordiskmiljoratt.se/about-the-journal.html> (which also includes writing instructions).

Content

Charlotta Zetterberg; Introduction ... 5

David Bornudd; Användningen av tidsbegränsade tillstånd i Sverige och i USA ... 7

Henrik Josefsson; Ekologiska kompensationspooler – jämförelser och förslag ... 21

Hans Henri Karu; International law issues of chemical weapons dumped in the Baltic Sea after WW II. An examination of the respective roles of applicable legal regimes, competent institutions and the precautionary principle for arguing for necessary measures to be taken including remediation to be considered ... 43

Melina Malafry; Skyddet av kulturvärden i omställningen till ett koldioxidneutralt samhälle – En studie av det rättsliga skyddet av kulturvärden mot installation av solceller i plan- och bygglagen respektive kulturmiljölagen ... 77

Ismo Pölönen, Christina Allard & Kaisa Raitio; Finnish and Swedish law on mining in light of collaborative governance ... 99

Introduction

Charlotta Zetterberg

The 25th issue of Nordic Environmental Law Journal includes five contributions. The first contribution (article) in this issue: *Användningen av tidsbegränsade tillstånd i Sverige och i USA*, written by David Bornudd, provides a perspective on the Swedish system of time-indefinite environmental permits in relation to the US system of licensing. In Sweden, the main rule is eternal permits and the responsibility for initiating the re-examination of permits rests on certain authorities. This has resulted in many permits being based on very old conditions. In the United States, fix-term permits are instead issued, they are issued for a relatively short term and then reviewed periodically, providing an opportunity to revisit the associated conditions. This contribution provides a thorough analysis of the two systems and, as the author mention, there are many reasons to be inspired by the US system as it provides better conditions for dealing with environmental changes.

Henrik Josefsson is the author of the second article with the title: *Ekologiska kompensationspooler – jämförelser och förslag*. One way to reduce losses of biodiversity in land use change is to let compensation measures become a more common part of planning and permitting processes. One problem, however, is access to land and the maintenance of compensatory measures over time. From this point of view, the use of Compensation Pools becomes interesting and the article analyses noteworthy examples, particularly experiences from Germany and the US. Based on these examples, possible problems and solutions are sketched out in a Swedish legal context.

The third contribution; *International law issues of chemical weapons dumped in the Baltic Sea after WW II...* is authored by Hans Henri Karu. In this article waste originating from chemical munitions dumped at the Baltic sea is in focus. In the light of the risk situation and the precautionary principle this article provides a wide ex-

posé of the measures taken in international law, and identifies several weaknesses in the regulations that the state community within different standards could more or less agree on. Furthermore, several legal considerations arising from considering and undertaking remediation are addressed.

The fourth contribution; *Skyddet av kulturvärden i omställningen till ett koldioxid-neutralt samhälle*, authored by Melina Malafry deals with the protection of cultural values by examining the legal protection of cultural values on ecclesiastical cultural monuments and “particularly valuable” buildings under Swedish law. After analyzing several cases, the author argues that neither arguments about the reversibility of the installation nor environmental and climate arguments should be taken into account with regard to the design and purpose of the legislation. Furthermore, distortion of buildings should rarely be accepted when alternative solutions should be possible.

This issue ends with an article written by Ismo Pölönen, Christina Allard and Kaisa Raitio; *Finnish and Swedish law on mining in light of collaborative governance*. This contribution deals with the recurring conflicts between the interest in mineral mining and conflicting consideration – mainly for the environment but also, among other things, to the reindeer industry – as they emerge in Finnish and Swedish legislation and practice. The main idea is that conflict resolution is facilitated through collaborative governance in which relevant authorities, organizations and individuals would participate in the decision-making process to a greater extent and more intensively than is currently the case. A critical comparison between the different systems of the countries reveals shortcomings that exist in this regard and arguments are given for certain changes to the planning and authorization procedure.

With this I wish you all a happy (and healthier) year 2021!

Användningen av tidsbegränsade tillstånd i Sverige och i USA

David Bornudd*

Abstract

The Swedish permitting starting point in terms of time is to issue permits for an indefinite period, resulting in thousands of essentially eternal permits. Many of these permits were written decades ago, based on old and outdated technological and environmental conditions. As the aftermath of these permits is starting to unravel, the question of fixed-term permits in Sweden is receiving increased scrutiny. On the contrary, U.S. environmental permits are traditionally required to be issued for a relatively short term and then reviewed periodically, providing an opportunity to revisit the associated conditions. This article explores arguments relating to fixed-term permits in Sweden in light of the radically different permitting tradition across the Atlantic.

The author's analysis confirms that the advantages of fixed-term permits, as expressed in the Swedish preparatory works and by advocates, can be successfully realised if permits are always issued for a fixed term. In practice, however, the U.S. system has resulted in delays in renewing permits, sometimes contrary to the overarching aim of fixed-term permits – to reflect contemporary environmental and technological conditions. With due regard for these challenges, the author argues that Sweden should make greater use of fixed-term permits. In addition, the author sheds light on various ways to attain this objective.

1. Inledning

”Enligt förarbetena till MB framgår bl.a. att den tekniska utvecklingen och ökade kunskaper leder till att samhällets miljökrav

ändras och skärps. Därför kan det redan av det skälet starkt ifrågasättas om det är riktigt att alltid efter prövningen meddela eviga tillstånd utan tidsbegränsning.”¹

Tillstånd har länge använts för att reglera olika miljöstörningar.² En stor andel tillstånd är meddelade enligt äldre miljölagstiftning.³ Enligt 5 § lag (1998:811) om införande av MB anses dessa tillstånd ha meddelats med stöd av MB. Som citatet ovan antyder är utgångspunkten enligt MB 16:2 att ett tillstånd gäller tillsvidare, såvida det inte har tidsbegränsats. Det finns således flertalet mycket gamla tillstånd som fortfarande gäller. Dessa tillstånd har naturligtvis baserats på just äldre miljö mål och överväganden. Förutom att miljökraven ändras i takt med tiden förändras likafullt den faktiska naturen och klimatet, möjligen i samma eller till och med snabbare takt. Problemen som sammantagna uppstår i relation till eviga tillstånd är många och väcker starka betänkligheter i förhållande till den föränderliga miljön, men också miljöretten – inte minst på grund av Sveriges EU-rättsliga åtaganden.

Det finns en handfull miljörettsliga instrument som kan användas för att komma till rätta med problem som kan uppstå i förhållande till

* David Bornudd är juriststudent vid Uppsala universitet.

¹ MD mål nr M 3050-08 (2009-07-21).

² Darpö, Rapport 5242, 2003, s. 11. Idag regleras tillståndsplikt främst genom miljöprövningsförfordningen (2013:251) (MPF), se även MB 9:6 och 11:9.

³ Darpö, NMT 2014:2, s. 102 och Ebbesson, Miljörett, 2015, s. 56.

dessas tillstånd, så som omprövning och återkallelse av tillstånd. Ytterligare ett sådant instrument är möjligheten för prövningsmyndigheten att tidsbegränsa tillstånd enligt MB 16:2. Vid tillståndstidens utgång behöver verksamhetsutövaren då ansöka om förnyat tillstånd, varvid verksamheten kommer att provas mot moderna miljökrav. Syftet med denna artikel är att med ett komparativt perspektiv identifiera och belysa argument för och emot användandet av tidsbegränsade tillstånd. Frågan om tidsbegränsade tillstånd har på senare tid varit föremål för diskussion och tonläget i Sverige är högt, något som gör ämnet dagsaktuellt som analysobjekt.⁴

För att uppnå syftet ska den svenska regleringen för tidsbegränsningar och vissa av dess för- och nackdelar ställas i relation till USA:s tillståndsreglering i motsvarande delar.⁵ Diskussionen om problem relaterade till äldre tillstånd gör sig inte till erforderligt förstådd utan att också beröra MB:s regler om återkallelse och omprövning av tillstånd. Det är därför även behövligt att kort redogöra för dessa institut.

2. Gällande rätt i Sverige

2.1 Omprövning och återkallelse av befintliga tillstånd

När ett tillstånd meddelas vinner det rättskraft, vilket i princip hindrar myndigheter och enskilda från att ställa ytterligare krav på tillståndshavaren.⁶ Tillståndets rättskraft begränsas emellertid genom bestämmelserna i MB 24 kap. om återkallelse och omprövning. Tillstånd och tillståndsvillkor till vattenverksamhet eller miljöfarlig verksamhet kan omprövas under de i MB 24:5 angivna förutsättningarna, exempelvis om förhållandena i omgivningen har ändrats vä-

sentligt. Omprövning får dock inte avse själva *tillståndet* i sin helhet utan endast bestämmelser om verksamhetens omfattning.⁷ Däremot kan nya *villkor* meddelas och befintliga sådana ändras eller upphävas. Ett försök att – med hjälp av omprövningsinstitutet – komma till rätta med äldre tillstånd är den nationella planen för omprövning av vissa vattenverksamheter.⁸ Enligt förslaget ska de tillståndshavare som berörs själva ansöka om omprövning i syfte att modernisera sina tillstånd.⁹ Vidare får tillstånd under vissa förutsättningar återkallas enligt MB 24:3, exempelvis om det krävs för att uppfylla Sveriges EU-rättsliga förpliktelser. Det bör här noteras att det i EU:s lagstiftning uppställs krav på förnyad prövning och uppdatering av tillstånd.¹⁰ I *Kommissionen mot Sverige*¹¹ fälldes Sverige i EU-domstolen för att miljökrav inte uppdateras i tid enligt dåvarande IPPC-direktivet.¹² Sverige fick därefter betala vite för att tidskraven i den

⁷ Prop. 1997/98:45 II s. 503.

⁸ Havs- och vattenmyndigheten, Energimyndigheten, Svenska Kraftnät, Förslag till nationell plan för omprövning av vattenkraft, 2019 (HaV m.fl., förslag till nationell plan). Se SFS 2018:2102 och MB 11:27–28 och prop. 2017/18:243.

⁹ Se MÖD mål nr M 747-19 (2019-11-13).

¹⁰ Se art. 21 i Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar) OJ L 334/17 (industriutsläppsdirektivet). Se även art. 6.3 i 1992 års Helsingforskonvention som ställer krav på ett särskilt förhandstillstånd för utsläpp av vissa skadliga ämnen i Östersjön, vilket "periodiskt kan förnyas [...]". Det kan även noteras att EU-rättsliga krav på tidsbegränsning tidigare ställdes i art. 11 av Rådets direktiv 80/68/EEG av den 17 december 1979 om skydd för grundvatten mot förorening genom vissa farliga ämnen OJ L 20/43 och art. 3.4 av Rådets direktiv 76/464/EEG av den 4 maj 1976 om förorening genom utsläpp av vissa farliga ämnen i gemenskapens vattenmiljö OJ L 129.

¹¹ Mål C-607/10 *Kommissionen mot Sverige*, ECLI:EU:C:2012:192.

¹² Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/1/EG av den 15 januari 2008 om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar OJ L 24/8.

⁴ Naturvårdsverket (NV), Fördjupad utvärdering av miljömålen, 2019, s. 24. Se avsnitt 2.2.1.

⁵ Huvudprincipen framgår av flertalet lagrum, se avsnitt 3.

⁶ MB 24:1 och MB 26:9 st. 3. Se dock MB 32:12.

föregående domen inte efterlevdes.¹³ Vidare är ramvattendirektivet¹⁴ och havsmiljödirektivet¹⁵ centrala i diskussionen om EU-rättsliga krav på förnyade prövningar. Direktiven baseras på en adaptiv förvaltning av naturresurser utifrån periodiskt återkommande förvaltningsplaner och åtgärdsprogram.

Det är Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten, Kammarkollegiet, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap samt länsstyrelsen som ansöker om återkallelse och omprövning enligt MB 24:7. I praktiken förekommer omprövning och återkallelse emellertid mycket sällan.¹⁶ NV har, som ett exempel, ansökt om återkallelse endast en gång.¹⁷ Anledningarna till detta är i huvudsak resursbrist och otydlig vägledning avseende hur instituten ska användas.¹⁸ Det ska dock påpekas att vissa tillståndshavare själva tar initiativ till omprövning, exempelvis vid ansökan om ändringstillstånd enligt MB 22:1 d.¹⁹ Även teknikbaserade rationaliseringsvinster kan tänkas påkalla en egeninitierad omprövning.

2.2 Tidsbegränsning av tillstånd

Utgångspunkten i svensk rätt är som känt att tillstånd utfärdas utan tidsbegränsningar.²⁰ Av MB 16:2 följer att tillstånd får ges för begränsad tid.²¹ Det är således en fakultativ regel. Bestämmelsen anger emellertid inte när en sådan begränsning bör göras. I motiven stadgas att tidsbegränsningar bör användas när det finns *behov* av det och när det är *lämpligt* att så sker.²² En rimlig utgångspunkt för behovs- och lämplighetsbedömningen bör vara en avvägning mellan de enskilda och allmänna intressen som gör sig gällande i tillståndsprövningen.²³ Det är vidare främst större verksamheter med kraftig miljöpåverkan som bör bli föremål för tidsbegränsningar.²⁴ Möjligheten till att tidsbegränsa tillstånd är däremot inte inskränkt till vissa verksamheter, utan alla verksamheter som omfattas av MB ska i princip kunna tidsbegränsas.

I förarbetena stadgades att det inte alltid är lämpligt att tidsbegränsa tillstånd till vattenverksamheter eftersom ingreppet i naturen vanligen sker i ett sammanhang när verksamheten påbörjas, varefter ett nytt naturtillstånd inträder.²⁵ Uttalandet är mycket förenklat så till vida att det inte tar hänsyn till ingreppen som sker i naturen över tid. Det är dessutom oklart varför ett nytt naturtillstånd i sig skulle motivera att tillstånd ges tillsvidare istället för att ges för en begränsad tid. Det nya naturtillståndet kan leda till nya utmaningar och därmed miljökrav för verksamheten, vilka inte kunde förutses vid den ursprungliga prövningen. Det kan därför,

¹³ Mål C-243/13 *Kommissionen mot Sverige*, ECLI:EU:C:2014:2413.

¹⁴ Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område OJ L 327/1.

¹⁵ Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi) OJ L 164/19.

¹⁶ Michanek och Zetterberg, Den svenska miljörätten, 2017, s. 419 och SOU 2014:35 s. 270.

¹⁷ NV, Ansökan om delvis återkallelse av tillstånd m.m., 2018, NV-08128-17.

¹⁸ NV, Tillsynsnytt 2016:4 och NV, Forum för dialog om miljöbalken, Tema: Omprövning och tidsbegränsning av tillstånd enligt 9 kap. MB, 2017, s. 6, 11 och 13.

¹⁹ Jfr SOU 1993:27 s. 581.

²⁰ Se dock 13 § förordningen (2008:245) om kemiska produkter och biotekniska organismer och 39 § avfallsförordningen (2011:927).

²¹ Se även MB 22:25 p. 1 och 19:5 p. 9.

²² Prop. 1997/98:45 I s. 480 f.

²³ Jfr NV, Remissyttrande i mål nr M 11730-18, 2019, s. 8.

²⁴ A.prop. I s. 481, se dock t.ex. MÖD 2010:26 om avloppsanläggning för enfamiljshushåll där tillståndet inte tidsbegränsades.

²⁵ A.prop. II s. 204.

tvärtom, hävdas att det framtida naturtillståndet och den härmed förknippade osäkerheten är en anledning att tidsbegränsa tillstånd. Vidare angavs i anslutning till samma uttalande att det däremot kan vara aktuellt att tidsbegränsa tillstånd till bevattningsuttag, något som också gjordes i MÖD 2013:39.²⁶ I fallet konstaterade MÖD att en tidsbegränsning kan vara motiverad av att kunskapsläget är osäkert i fråga om effekten av pågående klimatförändringar och av verksamheten i sig.²⁷ Resonemanget rimmar väl med försiktighetsprincipen – att vidtagandet av försiktighetsåtgärder inte ska vara beroende av fullständig vetenskaplig bevisning.²⁸ Vidare angav MÖD i mål nr M 9473-13 (2014-08-27) att tillstånd till vindkraftverk normalt bör tidsbegränsas. I fråga om tillståndslängden fastslog MÖD att det måste beaktas huruvida platsen utnyttjas effektivt ur ett energianvändnings- och hushållningsperspektiv.

Avsikten med införandet av MB 16:2 var att kunna tidsbegränsa tillstånd oftare än vad som tidigare hade gjorts.²⁹ Tidigare krävdes nämligen "särskilda skäl" för att en tidsbegränsning skulle kunna komma till stånd enligt miljöskyddslagen (1969:387) 18 §. Bakgrunden till den nya inställningen är – som berörts ovan – att miljökraven ändras och skärps i takt med ökade kunskaper och teknisk utveckling. Fram till och med år 2010 har tidsbegränsningar använts sparsamt, trots denna avsikt.³⁰ Det finns inga indikationer på att institutet därefter har använts i större utsträckning.³¹ Huruvida det används i tillräcklig utsträckning är emellertid en omstridd fråga, även bland prövningsmyndigheterna själ-

va.³² I NV:s utvärdering av miljömålen för 2019 föreslås – i motsats till MB 16:2 – att utgångspunkten bör vara att tillstånd tidsbegränsas.³³ Många anledningar kan anföras för och emot en sådan ändring. I det följande lyfts vissa av dessa skäl, vilka kommer att utgöra underlag för den fortsatta komparativa analysen.

2.2.1 För- och nackdelar med tidsbegränsade tillstånd

Ett argument för tidsbegränsningar är att tillstånd som gäller tillsvidare riskerar leda till olämplig miljöpåverkan.³⁴ Det kan exempelvis bero på klimatförändringar eller att tillståndet är baserat på föråldrad teknik. I detta avseende är Preemraff-målet särskilt intressant.³⁵ I målet beviljades Preem AB tillstånd för utökad drift av Preem Lysekils verksamhet. Domen överklagades, bl.a. med hänvisning till att ökningen skulle medföra en väsentlig ökning av koldioxidutsläpp.³⁶ I ett remissyttrande framhöll NV att koldioxidutsläppen och temperaturökningarna orsakar successivt allvarligare och mer svåröverblickbara konsekvenser för biologisk mångfald och ekosystem.³⁷ Med beaktande av Sveriges klimatmål för år 2045³⁸ ansåg NV att verksamhetens tillåtlighet därför bör begränsas till en period om 20 år.³⁹

Ytterligare ett skäl för att undvika tillstånd utan tidsbegränsningar är att föroreningar över tid kan äventyra skyddet för arter och habitat. Exempelvis kan dioxinutsläpp orsaka cancer

²⁶ A.prop. II s. 204.

²⁷ Osäkerhet i kunskapsläget kan, som ett alternativ, motivera prövotidsförordnanden, se t.ex. MÖD 2003:77.

²⁸ MB 2:3 st. 2 och Riodeklarationen p. 15.

²⁹ A.prop. I s. 479.

³⁰ Darpo, Rätt tillstånd för miljön, 2010, s. 154.

³¹ Se Ds 2018:38 s. 21 och s. 56.

³² NV, Tillsynsnytt 2016:4.

³³ NV, Fördjupad utvärdering av miljömålen, 2019, s. 24.

³⁴ A.st. Jfr SOU 1996:103 s. 345 f.

³⁵ MMD:s deldomar i mål nr M 4708-16 (2018-03-16 respektive 2018-11-09).

³⁶ Prövningstillstånd har meddelats, se PT i mål M 11730-18.

³⁷ NV, Remissyttrande i mål nr M 11730-18, 2019, s. 2 och 8.

³⁸ Prop. 2016/17:146 s. 25.

³⁹ Notera dock MB 16:2 c.

och försämra immunförsvaret hos flera djurarter.⁴⁰ Särskilt känsliga naturmiljöer kan uppstå i takt med tiden, vilka inte förutsågs eller inte kunde förutses vid tiden för den ursprungliga tillståndsprövningen. I MÖD mål nr M 914-19 (2019-12-19) begränsades Göteborgs Hamns tillåtna tid för grumlande arbeten till att avse endast vissa delar på året med hänsyn till bevarandeområdet för ålgräs. Det är dessutom inte uteslutet att ett nytt Natura 2000-område pekas ut efter det att en verksamhet har etablerat sig.⁴¹ Utgångspunkten är att det enligt MB 7:28 a krävs tillstånd för att bedriva verksamheter eller vidta åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i ett Natura 2000-område. Enligt övergångsbestämmelserna till MB 7:28 a behöver däremot inte verksamheter som påbörjats före den 1 juli 2001 tillståndsprövas enligt MB 7:28 a, låt vara att det inte alltid är enkelt att avgöra huruvida en verksamhet är påbörjad eller inte. Skyldigheten enligt art- och habitatdirektivet art. 6(2) att vidta lämpliga åtgärder för att bl.a. förhindra försämring av livsmiljöer och habitat för arter gäller dock oavsett när verksamheten påbörjades. Under alla omständigheter kan tillsynsmyndigheten ompröva eller återkalla tillstånd om det krävs av hänsyn till förpliktelser som följer av EU-rättsliga regler.⁴²

Det är i princip tillsynsmyndigheten som enligt MB 24:11 tar initiativ till omprövning av tillstånd. En fördel med tidsbegränsade tillstånd är att det leder till automatiska omprövningar på

initiativ av tillståndshavaren.⁴³ Omprövningen leder dessutom till en motiverad uppdatering av tillståndet, exempelvis i fråga om att bästa möjliga teknik används i enlighet med MB 2:3. Dessa fördelar stämmer överens med grundprincipen i MB 2:1, dvs. att det är verksamhetsutövarens ansvar att följa miljölagstiftningen. Vidare underlättar automatiska omprövningar för Sveriges efterlevnad av EU-rättsliga förpliktelser. Det ska i detta sammanhang nämnas att det sker en automatisk uppdatering av teknikkrav enligt industriutsläppsförordningen (2013:250), som implementerar industriutsläppsdirektivet.⁴⁴ Förutom att följa tillståndsvillkoren måste alltså berörda verksamhetsutövare även följa de krav som följer av förordningen.

Mot intressena av att tidsbegränsa tillstånd står främst tillståndssökandens intresse av förutsebarhet och trygghet. I MÖD 2003:14 poängterades att tidsbegränsade tillstånd kan leda till att frågan om en befintlig verksamhets lokalisering prövas på nytt. Vidare minskar tidsbegränsade tillstånd långsiktigheten i verksamhetsplaneringen. Återkommande tillståndsprövningar är ett osäkerhetsmoment och inte sällan mycket resurskrävande. Dessa faktum riskerar att få negativa följdverkningar för investeringsviljan i fråga om nya och befintliga verksamheter i Sverige, inte minst om alla tillstånd tidsbegränsas.⁴⁵ Det bör därutöver vara mindre lämpligt att tidsbegränsa tillstånd till verksamheter som tillgodoser stora samhällsintressen. Detta kan utläsas av Landvetter-målet i fråga om Göteborg Landvetter Airport – en flygplats med riksintresse för luftfarten.⁴⁶ Tillståndet till Göteborg Landvetter Airport tidsbegränsades inte.

⁴⁰ NV, Dioxin i fisk, 2020 (senast uppdaterad 2020-04-08). I MMD mål nr M 4576-14 (2016-02-12) tidsbegränsades ett tillstånd bl.a. med anledning av graden dioxinutsläpp.

⁴¹ Natura 2000 är namnet för ett nätverk av skyddade naturområden i EU. Se Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter OJ L 206/7 (art- och habitatdirektivet), Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar OJ L 20/7 (fågeldirektivet) och MB 7:27–29 b.

⁴² Se MB 24:3 p. 7. Jfr prop. 2000/01:111 s. 50.

⁴³ Prop. 1997/98:45 I s. 480.

⁴⁴ Se not 10.

⁴⁵ Svenskt Näringsliv, Uppdaterade miljöbalkstillstånd, 2019, s. 3 och SveMin, Angående tidsbegränsade tillstånd enligt miljöbalken, 2019, s. 2.

⁴⁶ MÖD mål nr M 5962-15 (2016-04-28).

3. Gällande rätt i USA

3.1 Inledning

Den huvudsakliga miljölagstiftningen i USA återfinns bl.a. i de federala lagstiftningsakterna Clean Air Act (CAA) och Clean Water Act (CWA).⁴⁷ Dessa har helt eller delvis implementerats i the U.S. Federal Code (U.S.C.). Vidare har USA:s Environmental Protection Agency (EPA), genom bemyndiganden i U.S.C., möjlighet att stifta kompletterande miljörettsliga regler som går att finna i Code of Federal Regulations (CFR).⁴⁸ Nedan redogörs för de relevanta huvudprinciperna i USA:s tillståndsgrening.

3.2 Tidsbegränsning, modifiering och återkallelse av tillstånd

På ett allmänt plan gäller att USA tidsbegränsar miljötillstånd, i den mån en verksamhet över huvud taget är tillståndspliktig. Mindre verksamheter är sällan tillståndspliktiga.⁴⁹ För verksamheter som kräver tillstånd enligt CAA – s.k. *Title V Operating Permits* (CAA-tillstånd) – gäller enligt 42 U.S.C. § 7661a(b)(5)(B) att tillstånd får ges för en tid om högst fem år varefter tillståndshavaren måste ansöka om förnyelse.⁵⁰ I samma stycke under (D) stadgas att tillstånd alltid kan upphävas, återkallas eller modifieras om skäl för detta föreligger (eng. *for cause*). Typiska skäl för detta är exempelvis brott mot tillståndsvillkor eller bedrägligt erhållande av tillståndet.⁵¹ EPA

ska dessutom enligt CAA sec. 108–109 var femte år granska lämpligheten av gällande luftkvalitetsnormer.⁵² På så vis tillförsäkras att normerna anpassas i förhållande till ny vetenskap, teknologi och nya miljöförhållanden. Det nya kunskapsläget påverkar i sin tur EPA:s bedömning i framtida tillståndsprocedurer och kan även leda till att EPA modifierar villkoren i tillstånd redan innan tillståndstidens utgång.⁵³

Vidare gäller tillståndsplikt enligt 40 CFR § 122.21(a) för verksamheter som kan komma att förorena amerikanska vatten, så kallade *National Pollutant Discharge Elimination System Water Quality Permits* (NPDES-tillstånd).⁵⁴ NPDES-tillstånd kan utfärdas både på nationell nivå och, efter bemyndigande av EPA, på delstatlig nivå.⁵⁵ De flesta delstater har egna tillståndsprogram.⁵⁶ Från tillståndsplikten undantas i 40 CFR § 122.3 flertalet mindre verksamheter. Av 40 CFR § 122.46(a) följer att NPDES-tillstånd får ges för en tid om högst fem år. Tillståndshavare som önskar bedriva verksamheten längre än fem år måste ansöka om tillståndsförnyelse minst 180 dagar före utgången av tillståndstiden enligt 40 CFR § 122.21(c)–(d). Liksom för CAA-tillstånd ska NPDES-tillstånd alltid kunna upphävas, återkallas eller modifieras om skäl för detta föreligger

⁵² 42 U.S.C. § 7409(d)(1).

⁵³ Detta ska finnas som ett förbehåll i alla CAA-tillstånd, 40 CFR § 70.7(f).

⁵⁴ Se CWA sec. 402; 33 U.S.C. § 1342(b)(1)(B).

⁵⁵ EPA kan delegera ansvaret att utge NPDES-tillstånd till enskilda delstater, 33 U.S.C. § 1342(b). En enskild delstat kan sedan, inom ramen för CWA, skapa sin egen tillståndsreglering för NPDES-tillstånd efter godkännande av EPA, 33 U.S.C. § 1342(b). Till exempel har delstaten New Yorks reglering för NPDES-tillstånd kodifierats i New York Environmental Conservation Law art. 17 (17-0801, 2003).

⁵⁶ Se EPA, NPDES Permits Around the Nation, 2020. EPA utfärdar NPDES-tillstånd främst i Massachusetts, New Hampshire, New Mexico och District of Columbia. Resten av delstaterna har bemyndigats av EPA att utfärda egna NPDES-tillstånd. De delstatliga tillståndsprogrammen ska alltså följa den federala lagstiftningens krav.

⁴⁷ Reglerna tillämpas även på delstatlig nivå, se EPA, The Plain English Guide To The Clean Air Act, Publication No. EPA-456/K-07-001, 2007, s. 2.

⁴⁸ Se bl.a. 42 U.S.C. § 7412(e) och 33 U.S.C. § 1268(c)(2).

⁴⁹ Se t.ex. 42 U.S.C. § 7412(a); endast *major sources* är tillståndspliktiga. Alla avfallsförbränningsanläggningar kräver dock tillstånd oberoende av storlek, CAA sec. 129.

⁵⁰ CAA sec. 502.

⁵¹ Det är var och en av delstaterna som inom ramen för CAA lagstiftar om upprätthållandet av den federala lagstiftningen, 42 U.S.C. § 7410(a)(1). Till exempel har delstaten Iowa i Iowa State Implementation Plan (SIP) kodifierat skäl för modifikation och återkallelse i Iowa SIP 22.115.

enligt 40 CFR § 122.41(f). I CWA sec. 402(b)(1) (C) uppräknas en grundläggande och icke-uttömmande lista över skäl för återkallelse eller modifiering av NPDES-tillstånd. Skälen som uppräknas är: (1) brott mot tillståndsvillkor, (2) bedrägligt erhållande av tillstånd eller (3) förändrade förhållanden som kräver en temporär eller permanent minskning eller eliminering av utsläpp. EPA har i 40 CFR § 122.62(a) utökat skälen för modifiering till att omfatta bland annat väsentliga ändringar i verksamheten, ny information eller ny lagstiftning.⁵⁷ I 40 CFR § 122.64 uppräknas, förutom de skäl som redan går att finna i CWA sec. 402, ytterligare skäl för återkallelse av tillstånd. Exempelvis får ett NPDES-tillstånd återkallas enligt 40 CFR § 122.64(a)(3) för att verksamheten riskerar hota miljön eller människors hälsa. Vidare gäller samma maximala tillståndstid, det vill säga fem år, avseende tillstånd för muddring enligt CWA sec. 404(e) och (h). Även muddringstillstånd ska kunna återkallas eller modifieras enligt de nu nämnda bestämmelserna i CWA.

Det kan noteras att den maximala tillståndstiden markerats genom att den inte får överskridas (eng. *not to exceed*). Tillstånd får sålunda ges för en kortare tid än den maximalt angivna. Den kortare tiden kan motiveras med hänsyn till verksamheters varierande miljörisker och hur den aktuella verksamheten tidigare bedrivits.⁵⁸ Av lagtexten för de olika tillståndstyperna framgår att tillståndspliktig verksamhet får fortsätta bedrivas efter tillståndstidens utgång, förutsatt att verksamhetsutövaren har lämnat in förnyelseansökan i tid och på ett korrekt sätt.⁵⁹

Såvitt gäller själva förnyelseproceduren har EPA utfärdat omfattande riktlinjer, på nationell såväl som delstatlig nivå.⁶⁰ Av intresse är även att EPA:s handbok för tillståndshandläggning för NPDES-tillstånd innehåller noteringar för när handläggarna bör beakta att klimatet kan förändras eller kan komma att förändras (eng. *climate change considerations*).⁶¹

Den karaktäristiska femårsbegränsningen är inte helt utan undantag. Verksamheter som hanterar farligt avfall får typiskt sett tillstånd i tio år men kan i undantagsfall ges för en något längre tid, 40 CFR § 270.50(a) och (b). En liknande tidsregel gäller injiceringsverksamhet avseende brunnar enligt 40 CFR § 144.36. Den något längre tidsperioden motiveras av att de aktuella tillståndshavarna har ett större trygghetsbehov eftersom de får utstå särskilt intensiv granskning vid tillståndsprövningen.⁶² Vidare ges kärnkraftverk tillstånd för en tid om högst 40 år enligt 10 CFR § 52.104. En aktuell diskussion avser förnyade tillstånd till kärnkraftverk i relation till stigande havsnivåer. De stigande havsnivåerna och härmed förknippade översvämningsriskerna kan allvarligt skada USA:s kustbelägna kärnkraftverk.⁶³ Inga förnyelseansökningar har ännu blivit nekade med anledning av havsnivåerna. I december 2019 medgav dessutom USA:s Nuclear Regulatory Commission (NRC) för första gången en tillståndsförnyelse om 20 år till ett kustbeläget kärnkraftverk.⁶⁴ Anläggningen är emellertid endast rustad för faror som har beräknats med hjälp av mycket

pliktig verksamhet, se 40 CFR 122.41(b). Se även 5 U.S.C. § 558(c)(2).

⁶⁰ Riktlinjerna går att finna på EPA:s hemsida. Se t.ex. EPA, Guide to Environmental Permitting in Ohio, 2006 (senast uppdaterad 2018-08-28).

⁶¹ EPA, NPDES Permit Writers' Manual, s. 110 och 139.

⁶² 45 Fed. Reg. 33 308, 19 maj 1980.

⁶³ Chen, Nuclear vs. Climate Change: Rising Seas, 2019, s. 2.

⁶⁴ 10 CFR § 54.31.

⁵⁷ Se även 40 CFR § 124.5 och § 124.55.

⁵⁸ 45 Fed. Reg. 33 309, 19 maj 1980.

⁵⁹ 40 CFR § 270.51(a) (avfallshantering), § 122.6(a) (NPDES), § 144.37(a) (injiceringsverksamhet) och § 70.7(c)(1)(ii) (CAA-tillstånd). För t.ex. NPDES-tillstånd gäller en lagstadgad plikt att ansöka om förnyat tillstånd om tillståndshavaren önskar fortsätta bedriva tillstånds-

gamla seismologiska och hydrologiska metoder, menade den i NRC skiljaktige Baran.⁶⁵ Beslutet har överklagats av Natural Resources Defense Council (NRDC), bl.a. med hänvisning till havsnivåerna.⁶⁶ Vidare har flera ideella organisationer uttryckt stort missnöje och diskussionen tar allt större utrymme i miljödebatten.⁶⁷

Den huvudsakliga anledningen till huvudprincipen att tidsbegränsa tillstånd är att proceduren för tillståndsförnyelse anses vara en viktig mekanism för återkommande granskning och uppdatering av tillstånden.⁶⁸ EPA menar att periodiskt återutfärdande av tillstånd leder till att verksamheter bättre stämmer överens med rådande kunskapsläge avseende miljön och teknik. Ytterligare ett motiv till utgångspunkten att tidsbegränsa tillstånd är att det innebär ett skydd mot fel eller förbiseenden av den utfärdande myndigheten.⁶⁹ Förbiseenden kommer typiskt sett korrigeras vid den förnyade tillståndsprövningen.

3.3 Tillståndsförnyelsen och förseningar

Enligt CWA sec. 304(i) ska EPA stifta riktlinjer för tillståndsproceduren avseende NPDES-tillstånd.⁷⁰ En grundläggande och principiell utgångspunkt för förnyelseansökningar är att de ska behandlas som helt nya tillståndsansökningar.⁷¹ I förarbetena till den federala NPDES-

regleringen föreslogs att tillståndshavaren vid förnyelseproceduren skulle få hänvisa till den ursprungliga ansökningen för att förenkla proceduren.⁷² EPA avslog detta förslag med motiveringen att det är nödvändigt med en grundlig uppdatering av relevant information om verksamheten innan ett nytt tillstånd utfärdas. Tillståndshavare för NPDES-tillstånd är alltså inte garanterade att villkoren i det förnyade tillståndet kommer att vara desamma som i det tidigare tillståndet.⁷³ Inte heller är tillståndshavaren garanterad att få förnyat tillstånd för sin verksamhet. Det förnyade tillståndet kommer således att skrivas oberoende av det tidigare tillståndet, låt vara att viss befintlig information från det tidigare tillståndet kan användas om det är lämpligt.⁷⁴ Vad som nu sagts om förnyelseansökan för NPDES-tillstånd gäller sammantaget även för tillstånd enligt CAA.⁷⁵ Det finns sammanfattningsvis ingenting i förarbeten eller lagstiftning på federal nivå som antyder att förnyelseansökan ska vara mindre omfattande eller komplex än den ursprungliga tillståndsansökan.⁷⁶ Detta innebär att även vid förnyelseansökningen ställs krav på att t.ex. kommunicera ansökan till den berörda allmänheten samt att inhämta och besvara synpunkter och kommentarer.⁷⁷

Som ovan redogjorts för fortsätter ett tillstånd typiskt sett att gälla efter tillståndstidens utgång om förnyelseansökan lämnas in i vederbörlig ordning.⁷⁸ Detta gäller även om den an-

⁶⁵ NRC, Affirmation session, Transcript-SRM-SE-CY-16-0142, 2019, s. 4.

⁶⁶ NRC, NRC Issues Subsequent Renewed Licenses for Turkey Point Reactors, News Release, 5 december 2019.

⁶⁷ Se bl.a. NRDC, NRC Approves Reactor Threatened by Sea-Level Rise, Press Release, 6 december 2019 och Friends of the Earth (US), NRC will ignore impact of climate change in license extension hearing for Turkey Point, News Release, 8 mars 2019.

⁶⁸ 45 Fed. Reg. 33 308, 19 maj 1980.

⁶⁹ A.st.

⁷⁰ 33 U.S.C. § 1314(i).

⁷¹ 40 CFR § 122.21(d). Se Coplan, Of Zombie Permits and Greenwash Renewal Strategies: Ten Years of New York's So-Called Environmental Benefit Permitting Strategy, PCLR 2005, s. 9.

⁷² 45 Fed. Reg. 33,299, 9 maj 1980.

⁷³ S.C. Department of Health and Environmental Control, NPDES Permit Renewal Information, 2019.

⁷⁴ A.st.

⁷⁵ 40 CFR § 70.7(c) och (h). Se även Novello, EPA's Clean Air Act Operating Permit Rules, Journal of the Air & Waste Management Association, 1992, s. 1291.

⁷⁶ Coplan, a.a., s. 10.

⁷⁷ A.st. Se 40 CFR § 124.3 och §§ 124.10–12. Se även 40 CFR § 124.30 om domstolens prövning av tillståndsansökan. Se även 40 CFR § 70.5 och 70.8 avseende CAA-tillstånd.

⁷⁸ Se not 59.

svariga myndigheten inte behandlar ansökan i tid. Tillståndet betraktas då vara administrativt förlängt (eng. *administratively continued*).⁷⁹ EPA har haft svårt att hinna med de lagstadgade tidsgränserna för att hantera förnyelseansökningar enligt CAA.⁸⁰ Även en stor andel NPDES-tillstånd är i dagsläget administrativt förlängda, såväl på nationell som delstatlig nivå.⁸¹ Ansträngningar har gjorts för att komma till rätta med de administrativt förlängda NPDES-tillstånden, så som att strömlinjeforma och modernisera tillståndsregleringen.⁸² Exempelvis ska viss kommunikation med tillståndshavarna tidigareläggas och granskning av olika instanser ska ske parallellt istället för i ordningsföljd.⁸³ Delstaten New York gick år 1994 steget längre och upprättade en åtgärdsplan för de administrativt förlängda NPDES-tillstånden, *The Environmental Benefit Permitting Strategy* (EBPS-planen).⁸⁴ I allt väsentligt är EBPS-planen fortfarande aktuell i delstaten New York och uppdaterades senast år 2012. Innebörden av EBPS-planen är att förnya tillstånd i princip helt utan materiell prövning (en s.k. administrativ förnyelse) och att

tillskapa en prioriteringsordning för tillstånden. Den administrativa förnyelsen innebär i huvudsak ett förenklat ansökningsförfarande samt en administrativ granskning av ansökan samt av det befintliga tillståndet.⁸⁵ Istället för att fullt ut granska ett tillstånd vid tillståndstidens utgång, ska det granskas fullt ut först när det har avancerat tillräckligt långt i prioriteringsordningen.⁸⁶ Faktorer som påverkar prioriteringsordningen är exempelvis miljöpåverkan, tidsåtgång sedan den senaste granskningen och huruvida det finns ett allmänintresse av tillståndet.⁸⁷ Yttrandet från den berörda allmänheten kan inte längre vara omedelbart avgörande för om ett tillstånd ska ges eller inte, utan påverkar enbart tillståndets ställning i prioriteringsordningen.⁸⁸ Å ena sidan leder EBPS-planen sammantaget till administrativa lättnader för prövningsmyndigheterna i New York. Å andra sidan elimineras t.ex. allmänhetens deltagande i tillståndsproceduren, något som är en grundbult i den federala tillståndsregleringen i CWA.⁸⁹ Det sistnämnda har dessutom tagits till intäkt för att ifrågasätta EBPS-planens och relaterade lagstiftningsakters förenlighet med CWA.⁹⁰

Anledningarna till prövningsmyndighetenas förseningar är många. Några anledningar är exempelvis att kretsen tillståndspliktiga ökar samtidigt som befintliga tillstånd löper ut, att det råder brist på teknisk expertis och resurser eller att tillståndsregleringen är mycket komplex.⁹¹ Ytterligare en anledning är att innehavare av

⁷⁹ Se EPA, NPDES Program Management and Oversight. För CAA-tillståndens vidkommande heter det att tillstånden i detta läge skyddas av en tillståndssköld – en *permit application shield*, se 40 CFR 70.6(f).

⁸⁰ Industrial Economics Cambridge, Timely Issuance of Permit Renewals and Significant Permit Modifications under Title V: An Evaluation of the Permit Issuance Process, 2007, ES-1. Se även Copeland, Clean Air Permitting: Implementation and Issues, 2016. Enligt 40 CFR § 70.7(a) (2) ska EPA hantera ansökningar inom 18 månader.

⁸¹ För de NPDES-tillstånd som EPA utfärdar finns det statistik på hur många tillståndsansökningar som EPA ännu inte behandlat och således hur många tillstånd som är administrativt förlängda, se EPA, NPDES Permit Status Reports, Current Permit Backlog Status (senast uppdaterad 2020-06-30).

⁸² Se EPA's FY 2018–FY 2022 Strategic Plan Objective 3.4.

⁸³ A.st.

⁸⁴ New York Department of Environmental Conservation, Technical and Operational Guidance Series 1.2.2, tillgänglig på <https://www.dec.ny.gov/regulations/2384.html> (EBPS-planen).

⁸⁵ EBPS-planen, s. 22.

⁸⁶ EBPS-planen, s. 13, flödesschema för tillståndsgivning.

⁸⁷ EBPS-planen, s. 15 f., tabeller 1–2.

⁸⁸ EBPS-planen, s. 24, p. 8.

⁸⁹ 33 U.S.C § 1342(b)(3) kräver att alla delstatliga tillståndsprogram ska försäkra att allmänheten ges information om tillståndsansökningar och ges möjlighet till förhandling i proceduren.

⁹⁰ Se Coplan, a.a., s. 32 f.

⁹¹ EPA, NPDES Permit Backlog Reduction – Fact Sheet, s. 2.

administrativt förlängda tillstånd har få incitament att i tid svara på prövningsmyndighetens frågor.⁹²

4. Likheter och skillnader

Den mest betydande skillnaden mellan Sveriges och USA:s regleringar är den lagtekniska utgångspunkten avseende tidsbegränsningar. I USA är den att tidsbegränsa tillstånd genom *not to exceed*-skrivningar, medan utgångspunkten i Sverige är att en *möjlighet* till tidsbegränsning ges. I USA har EPA utfärdat riktlinjer för när tillstånd bör ges för kortare tid än den maximalt angivna. I förarbetena till MB anges – utan särskild precision – att tidsbegränsningar bör komma i fråga när det finns ett behov och när det är lämpligt att så sker.⁹³ Dessa behovs- och lämplighetsfrågor har kommit att behandlas i enskilda tillståndsprövningar för verksamheter av vitt skilda slag. Ändrade miljöförhållanden som grund för att tidsbegränsa tillstånd har främst kommit att användas som argument i Sverige, bl.a. av NV i Preemraff-målet. I USA är naturens föränderlighet ett grundläggande skäl för deras huvudprincip att tidsbegränsa tillstånd. För att understryka betydelsen av naturens föränderlighet innehåller dessutom EPA:s handbok om tillståndsprövning uppmaningar härom. Någon direkt motsvarighet saknas i t.ex. NV:s handbok för tillståndsprövning och anmälan avseende miljöfarlig verksamhet.⁹⁴ En fördel med tidsbegränsningar, som uppmärksammas i USA, är att en återkommande granskning skyddar mot fel eller förbiseenden vid tillståndsprövningen. Det vore positivt om även prövningsmyndigheterna i Sverige inte skulle behöva förutse eller

uppmärksamma alla relevanta omständigheter under den första tillståndsprövningen.⁹⁵

Övervägandena som ligger till grund för införandet av MB 16:2 och USA:s tillståndstradition verkar delvis överlappa. Länderna synes vara eniga om att återkommande omprövningar leder till bättre överensstämmelse med rådande miljömässiga och tekniska förhållanden. I bägge länder ges dessutom möjligheter till att ändra tillstånd redan innan tiden för detta löpt ut, exempelvis för att tillståndet ska reflektera en ny miljösituation. I Sverige ligger det principiella ansvaret för dessa ändamål på myndigheterna, medan ansvaret ligger på verksamhetsutövaren själv i USA. Ansvarsfördelningen är troligtvis en starkt bidragande faktor till resursbristen i Sverige, då mängden möjliga omprövningar inte står i proportion till mängden tillstånd som gäller tillsvidare.⁹⁶ Det kan i upplysande syfte nämnas att av de 9 787 ärenden som inkom till NV år 2018 kunde ungefär en tiondel behandlas.⁹⁷ Vidare har kammarkollegiet inte deltagit i fler än 20 ansöknings- eller omprövningsmål under år 2019.⁹⁸ Som har framgått av utredningen och förseningarna i tillståndsproceduren synes emellertid en resursbrist råda även i USA såvitt gäller behandlingen av förnyelseansökningar, trots att ansvarsfördelningen där är den omvända. En av anledningarna till detta var en brist på samarbete från verksamheter som innehar administrativt förlängda tillstånd efter att ha lämnat in förnyelseansökan. I Sverige ska verksamhetsutövaren enligt MB 22:2 a tillhandahålla den utredning som behövs för att en omprövning eller återkallelse av tillståndet ska kunna ske. Detta underlättar förstås för de svenska myndigheterna att driva omprövningsmål. För detta ändamål kan verksamhetsutövaren föreläggas vid vite av

⁹² Industrial Economics Cambridge, a.a., ES-4.

⁹³ Avsnitt 2.1 och prop. 1997/98:45 I s. 480 f.

⁹⁴ NV, Handbok 2003:5. Låt vara att handboken innehåller innebörden av miljökonsekvensbeskrivningar och frågor som beaktas vid tillståndsprövningen vilka berör framtida klimatförändringar.

⁹⁵ Se Ds 2018:38 s. 157.

⁹⁶ Jfr NV, Tillsynsnytt 2016:4.

⁹⁷ NV, Årsredovisning, 2018, s. 77.

⁹⁸ Kammarkollegiet, Årsredovisning, 2019, s. 40.

MMD. Möjligen saknar prövningsmyndigheterna i USA motsvarande befogenheter för att se till att tillståndshavarna fortlöpande samarbetar, något som skulle krävas för att den nu aktuella ansvarsfördelningen ska fylla sin fulla funktion.

Längden på tidsbegränsningarna i svensk rätt – ofta 10–30 år⁹⁹ – är något blygsam i förhållande till den typiska femårsbegränsningen i USA. Tillståndssökandens intresse av trygghet beaktas i såväl USA som Sverige. Längden på tidsbegränsningarna tyder emellertid på att USA, i kontrast till Sverige, låter intresset av återkommande tillståndsomprövningar stå före trygghetsintresset. En sådan avvägning är objektivt sett logisk – människan får helt enkelt anpassa sig efter naturen som i stort sett bara reagerar på vad den utsätts för. Intresset av återkommande omprövningar låter sig dock inte förverkligas om inte omprövningar rent faktiskt utförs i tid, något som i praktiken visat sig vara en utmaning i USA. Intresset av återkommande tillståndsomprövningar går dessutom gradvis förlorat i takt med att lättnader införs i förnyelseproceduren, så som är fallet i delstaten New York. Detta beror på att intresset av återkommande tillståndsomprövningar är överlappande med den materiella tillståndsförnyelsens ändamål – att åstadkomma överensstämmelse med nutida förhållanden.

Det är vidare anmärkningsvärt att tillståndstiden för kärnkraftverken är mycket lång i jämförelse med tillståndstiden för övriga verksamhetstyper i USA.¹⁰⁰ I detta avseende verkar USA alltså ha en mer företagervänlig inställning, trots stigande havsnivåer. Möjligen beror detta på att kärnkraft utgör en väsentlig samhällsfunktion för USA – el från kärnkraft utgör

en femtedel av landets elförsörjning.¹⁰¹ Vindkraftverk står för en ungefär lika stor del av den svenska elförsörjningen.¹⁰² Tillstånd till vindkraftverk ska typiskt sett tidsbegränsas, trots att utgångspunkten i Sverige är den omvända. Det kan knappast hävdas att elproduktion inte utgör en för Sverige väsentlig samhällsfunktion enbart för att tillstånden till vindkraftverk alltid tidsbegränsas. Skillnaden i denna del kan tänkas bero på att driften av ett enskilt kärnkraftverk helt enkelt kräver större förutsebarhet än för driften av ett enskilt vindkraftverk.¹⁰³ Denna tanke rimmar väl med Landvetter-målet där det inte ansågs lämpligt att tidsbegränsa tillståndet till en stor verksamhet som också utgör en viktig samhällsfunktion.¹⁰⁴

Det faktum att tillstånd till verksamheter alltid tidsbegränsas i USA har inte gett upphov till mycket diskussion.¹⁰⁵ Inte heller har jag under min utredning funnit någon diskussion avseende att tillståndstiden i USA skulle vara för kort. En sådan diskussion skulle kunna ge viss legitimitet till de i Sverige framförda nackdelarna om tidsbegränsningar i fråga om otrygghet och oförutsebarhet. Möjligen beror avsaknaden av diskussion på att riktlinjerna för tillståndsförnyelse i USA är så pass robusta att det i sin tur undanröjer osäkerhet för tillståndshavaren. För vissa tillstånd gäller i USA en stark rättspresumption för tillståndsförnyelse.¹⁰⁶ Även utan en

¹⁰¹ United States Energy Information Administration Statistics, U.S. nuclear industry, 2020 (senast uppdaterad 2020-04-15).

¹⁰² Statistiska Centralbyrån, Elförsörjning, 2020 (senast uppdaterad 2020-08-10).

¹⁰³ Låt vara att tillståndsprövningar för vindkraft mycket sällan avser enskilda vindkraftverk, utan istället mycket stora vindkraftsparker vilka kan omfatta 50–150 vindkraftverk.

¹⁰⁴ MÖD mål nr M 5962-15 (2016-04-28).

¹⁰⁵ E-post från Professor Daniel Farber, University of California, Berkeley, 2020-03-23.

¹⁰⁶ 47 U.S.C. § 307(a), *Chicago Federation of Labor v. FRC*, 41 F.2d 422 (D.C. Cir. 1930) och *Journal Co. v. FRC*, 48 F.2d 461, 463 (D.C. Cir. 1931).

⁹⁹ Se i avsnitt 2.1 angivna rättsfall och a.prop. I s. 344.

¹⁰⁰ För svenskt vidkommande gäller 7 § lag (1984:3) om kärnteknisk verksamhet – tillstånd enligt denna lag kan begränsas till att gälla viss tid. Se även prop. 1983/84:60 s. 60.

sådan presumtion är det tänkbart att tillståndshavare mer eller mindre kan räkna med att få sina tillstånd förnyade om de följer ansökningsproceduren. Till exempel kan en administrativ förlängning av tillstånd betraktas som en informell förnyelse av detsamma, särskilt då prövningsmyndigheten är synnerligen försenad i sin behandling av förnyelseansökan. Under alla omständigheter synes de flesta tillståndshavare kunna räkna med förnyat tillstånd i delstaten New York och möjligen även i andra delstater, även om förnyelseproceduren då är väsentligen förenklad. Det finns emellertid anledning att ställa sig skeptisk till en sådan ordning. En alltför förenklad förnyelseansökan riskerar urholka de skäl som bär upp möjligheten att över huvud taget tidsbegränsa tillstånd – att ställa verksamheten mot moderna miljökrav och ny teknologi.

Vidare har behovet av förenklade ansökningsprocedurer i USA motiverats av den bristande hanteringen av förnyelseansökningar. I sin tur kan det frågas om det då finns någon bärande poäng i att ha så pass korta tillståndstider, vilket naturligtvis ställer motsvarande tidsmässiga krav på hanteringen av förnyelseansökningar. Möjligen är den bristande hanteringen främst begränsad till enskilda delstater. Mot detta talar det faktum att EPA har gjort ansträngningar för att, på nationell nivå, komma till rätta med förseningar i förnyelseansökningarna. De administrativt förlängda tillstånden kan i praktiken fortsätta gälla många år efter tillståndstidens utgång utan materiell prövning. För miljöns vidkommande är det i detta läge knappast en förbättring att förminska förnyelseproceduren till en administrativ sådan – den materiella prövningen utblir alltså. Både administrativa förlängningar och administrativa förnyelser riskerar således att leda till samma olämpliga miljöpåverkan som förespråkare av tidsbegränsningar lyfter fram i den svenska debatten.

Det kan visserligen tänkas att Sverige över-skattar osäkerhetsriskerna förknippade med tidsbegränsade tillstånd. Mot detta kan anföras att osäkerhetsargument av naturliga skäl ges större tyngd när det saknas tydliga riktlinjer för hur, när och varför tidsbegränsningar blir aktuella. Under alla omständigheter skulle en ändring av utgångspunkten i MB 16:2 förutsätta just tydliga riktlinjer för förnyelseproceduren. Det är dessutom inte uteslutet – utan kanske snarare sannolikt – att förnyelseproceduren i Sverige är mer omfattande och resurskrävande än motsvarande procedur i USA, i varje fall när den amerikanska proceduren är administrativ.¹⁰⁷

5. Avslutande diskussion

Det finns vissa gemensamma beröringspunkter mellan USA:s och Sveriges tillstandsregleringar, exempelvis i fråga om omprövning och grunder för detta. Vidare kan flera lärdomar urskönjas i USA:s tillämpning av tidsbegränsade tillstånd. På ett allmänt plan kan konstateras att den amerikanska regleringen ger bättre förutsättningar att hantera miljöförändringar. Detta beror främst på att tillstånden i USA granskas förhållandevis ofta och att EPA inte behöver ägna sig åt att löpande initiera omprövningar. EPA kan under denna återkommande granskning beakta ny information om arter, habitat, klimatförändringar och teknik. En sådan granskning förutsätter givetvis erforderliga resurser, något som i praktiken visat sig ge upphov till problem i USA.

Ett tungt bärande argument för tidsbegränsade tillstånd är att det leder till automatiska omprövningar på initiativ av tillståndshavaren. I praktiken råder bristande omprövningskapacitet i Sverige, medan EPA och övriga prövningsmyndigheter inte hinner med antalet förnyelse-

¹⁰⁷ Se a.prop. I s. 480 avseende omfattningen av den förnyade prövningen. Ett exempel på prövningens omfattning går att finna i MÖD 2017:22.

ansökningar på andra sidan Atlanten. En sorts mellanväg är under alla förhållanden önskvärd för att åstadkomma balans mellan å ena sidan miljömässiga intressen och å andra sidan entreprenöriell trygghet.

Ett alternativ är att göra förnyelseproceduren något förenklad, likt delstaten New York. Nästa fråga blir förstås hur förenklad förnyelseproceduren kan göras, utan att för den sakens skull göra ett för stort avkall på de intressen som tillståndsinstitutet och MB avser skydda. Vid proceduren för miljökonsekvensbeskrivningar i Sverige sker initialt en avgränsning och fokusering av dess innehåll, något som leder till att omständigheter som saknar relevans tas bort från utredningen.¹⁰⁸ En dylik metod skulle kunna användas för att förenkla förnyelseproceduren för omprövning av tidsbegränsade tillstånd och villkor. En utförlig behandling av denna fråga går emellertid något utanför ramarna för en artikel av detta omfång. Det får däremot anses vara en otillfredsställande lösning att förminska förnyelseproceduren till en administrativ sådan.

Ytterligare ett alternativ är att istället rikta fokus mot tillståndstiden för tidsbegränsade tillstånd. Det är fullt tänkbart att EPA:s förseningar i viss mån kan hänföras till de anmärkningsvärt korta tillståndstiderna, även om denna anledning inte direkt framgått av utredningen. Ett intressant och närliggande exempel i detta sammanhang är Island som tidsbegränsar alla sina tillstånd till den något längre perioden om 16 år.¹⁰⁹ En relaterad fråga är om det över huvud ta-

get är lämpligt att på förhand ange ett tidsspänn som skulle vara tillämpligt för alla verksamhetstyper. Detta beror på att olika verksamhetstyper uppvisar olika trygghetsbehov och likafullt varierande miljörisker. Det bör dessutom noteras att en för lång tillståndstid skulle gå stick i stäv med intresset av återkommande omprövningar, medan en för kort tillståndstid skulle, som vi har lärt oss av USA, riskera vara ohållbar för prövningsmyndigheterna. En tanke vore att bestämma de olika tillståndstiderna i enlighet med MPF:s tillståndsplikter A–B¹¹⁰ eller att göra en ännu större uppdelning bland tillståndspliktiga verksamheter som på ett träffsäkert sätt speglar miljörisk och trygghetsbehov.¹¹¹

Ett tredje alternativ är att, enligt amerikansk modell, införa en presumtion för tillståndsförnyelse som endast kan brytas om det är uppenbart olämpligt att förnyat tillstånd ges. Åter igen uppstår då betänkligheter i termer av att kompromissa för mycket till nackdel för MB:s skyddsintressen.

Vidare går det förstås att tänka sig en kombination av de olika alternativen, så som att förena en på förhand lämpligt bestämd tillståndstid med en något avgränsad förnyelseprocedur. Ändamålet med detta avsnitt har inte varit att ta ställning till ett alternativ, utan snarare bidra med ett avstamp till en större diskussion om hur institutet för tidsbegränsade tillstånd skulle kunna se ut. Det ska tilläggas att Sverige – skulle en förändring bli aktuell – naturligtvis inte borde kopiera systemet i USA, utan istället utforma det utifrån svenska förhållanden och erfarenheter.

I Sverige har genomslaget för tidsbegränsade tillstånd varit dåligt, särskilt mot bakgrund av lagstiftarens ambitioner. Troligtvis beror detta på att förutsättningarna i motiven är alldeles för snävt angivna – inte minst för små

¹⁰⁸ Denna procedur kallas för *scoping*, se t.ex. MB 6:10–12, 6:29 och 6:35–37.

¹⁰⁹ Detta är inte reglerat i isländsk lag utan följer av praxis, se bilaga 3 till NV, Forum för dialog om miljöbalken, Tema: Omprövning och tidsbegränsning av tillstånd enligt 9 kap., 2017. Det klart vanligaste bland europeiska länder synes vara att tidsbegränsa alla miljötillstånd, se Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), Integrated Environmental Permitting Guidelines for EECCA Countries, 2005, s. 22.

¹¹⁰ Se MPF 1:6.

¹¹¹ Jfr Ds 2018:38 s. 157.

verksamheter.¹¹² Resultatet har kommit att bli en osammanhängande praxis, med undantag för vindkraftverk,¹¹³ där det saknas enhetliga praktiska utgångspunkter för bedömningen. Prövningsmyndigheterna är istället förpassade att argumentera utifrån osäkerhet i kunskapsläget, effektivitet och intresseavvägningar i största allmänhet.¹¹⁴ Vägen till ett tidsbegränsat tillstånd är emellertid en uppförsbacke när huvudregeln är den motsatta.

Diskussionen om tidsbegränsade tillstånd är i princip framåtsyftande. En fråga är hur Sverige kan komma till rätta med de tillstånd som *idag* baserats på mycket gamla förhållanden. Ett sätt är det som avses i den nationella planen för omprövning av vissa vattenverksamheter, enligt vilken berörda tillståndshavare själva ska ansöka om omprövning. Tillvägagångssättet påminner om det som skulle ha varit fallet om tillståndshavarna hade haft tidsbegränsade tillstånd. Enligt förslaget ska den sista ansökan lämnas in år 2037.¹¹⁵ Det är då tänkbart att de tillstånd som omprövades under 2020-talet redan blivit omoderna. För att undvika ytterligare ett läge i framtiden med tusentals omoderna tillstånd vore det lämpligt att, med USA som förebild, utvidga möjligheterna till att ompröva tillståndet *i sin helhet*. Vid en omprövning blir det då möjligt att helt tidsbegränsa tillstånden och sålunda förebygga den omprövningsakrobatik som den nationella planen resulterar i idag.¹¹⁶ Initiativansvaret för omprövningen flyttas då

till tillståndshavaren utan att det för den sakens skull har krävts en nationell åtgärdsplan.

Om målet är att samtliga tillstånd ska vara moderna står de svenska myndigheterna inför en omfattande arbetsbelastning. Lagstiftaren har onekligen överskattat myndigheternas kapacitet att ompröva tillstånd i en tillfredsställande takt. Det är även sannolikt att lagstiftaren underskattat teknikens snabba framväxt och verksamhetens inverkan på miljön – särskilt för de många små anläggningarna, vars sammantagna miljöpåverkan är stor. Konsekvenserna över tid är dock närmast omöjliga att överblicka på ett tillfredsställande sätt. Det är därför, för miljöns vidkommande, olyckligt att utgångspunkten är det osäkra före det säkra – att utfärda tillstånd tillsvidare.

Å ena sidan kan en ändring av utgångspunkten i MB 16:2 minska tillståndssystemets långsiktighet och förutsebarhet. Å andra sidan talar intresset av återkommande omprövningar och starka miljöskäl för att oftare, om inte alltid, använda tidsbegränsningar. Riskerna med att ändra utgångspunkten till att tidsbegränsa tillstånd bör under alla omständigheter inte överdrivas. Det framstår som klart motiverat att Sverige framöver låter sig inspireras av USA och skapar bättre förutsättningar för användandet av tidsbegränsningar.

¹¹² A.prop. I s. 481 och Darpo, Rätt tillstånd för miljön, 2010, s. 154 f.

¹¹³ Avsnitt 2.1; MÖD mål nr M 9473-13 (2014-08-27).

¹¹⁴ Jfr Darpo, Ett evigt tillstånd, 2015, s. 5.

¹¹⁵ HaV m.fl., a.a., s. 10.

¹¹⁶ Även andra rättsliga tekniker kan vara aktuella för att tillmötesgå uppdaterade teknikkra. Se t.ex. om regeringens föreskriftsrätt i MB 9:5 och 11:9 c och prop. 2004/05:129 s. 65 om obligatoriska tidsbegränsningar för ändringstillstånd.

Ekologiska kompensationspooler – jämförelser och förslag

*Henrik Josefsson**

Sammanfattning

I Sverige och andra länder finns ett ökande intresse för att kompensera för de förluster av biologisk mångfald, ekologiska funktioner och ekosystemtjänster som uppkommer då mark tas i anspråk för olika typer av exploatering och åtgärder som förändrar naturmiljön – så kallad ekologisk kompensation. För att underlätta genomförandet av ekologisk kompensation finns det i bland annat Tyskland och USA kompensationspooler. En kompensationspool är en förmedlare av kompensationsåtgärder och kan utföra exempelvis restaureringsåtgärder, samt ansvara för långsiktig skötsel av sådana marker. Poolen kan på så sätt erbjuda aktörer i behov av kompensationsåtgärder områden där de kan investera i biologiska värden och på så sätt säkerställa att de inte medför någon nettoförlust av biologisk mångfald. I sitt betänkande diskuterade utredningen om ekologisk kompensation kompensationspooler som ett sätt att försöka hantera de svårigheter som kringgärdar instrumentet, bland annat bristande tillgång till lämplig kompensationsmark. Med grund i litteraturen och i huvudsak de tyska och amerikanska rättssystemen diskuteras i artikeln viktiga delar som en framtida kompensationspoolsreglering i Sverige skulle kunna innehålla.

1. Inledning

I Sverige och andra länder finns ett ökande intresse för att kompensera för de förluster av biologisk mångfald, ekologiska funktioner och ekosystemtjänster som uppkommer då mark tas i anspråk för olika typer av exploatering och åtgärder som förändrar naturmiljön – så

kallad ekologisk kompensation.¹ Intresset här-
rör inte bara ur insikten att mänskligheten ge-
nomför en massutrotning av biodiversitet utan
'uppvaknandet' kommer också ur vetenskapen att
biologisk mångfald utgör ryggraden för eko-
systemtjänster som samhället är beroende av,
såsom rekreation, vattenreglering, pollinering
etc. Om inget görs kommer dessa tjänster att
sannolikt fortsätta degraderas. För att undvika
nettoförluster av biologisk mångfald försöker
bland annat kommuner² och företag³ genomföra
ekologisk kompensation på eget initiativ eller på
grund av villkor för tillstånd enligt miljöbalken.
Det är i detta sammanhang som frågan om eko-
logiska kompensationspooler kommer in i dis-
kussionen. En kompensationspool är en förmed-
lare av kompensationsåtgärder och kan utföra

* Forskare i miljö rätt, Juridiska Fakulteten, Uppsala uni-
versitet.

¹ SOU 2017:34, 'Ekologisk Kompensation – åtgärder
för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald
och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av mark-
exploatering tillgodoses'; Wolfgang Wende m.fl., 'Bio-
diversity Offsets: European Perspectives on No Net Loss
of Biodiversity and Ecosystem Services' (Springer 2018);
ES Brondizio m.fl., 'Global Assessment Report on Bio-
diversity and Ecosystem Services of the Intergovern-
mental Science-Policy Platform on Biodiversity and Eco-
system Services' [2019] IPBES Secretariat.

² Se exempelvis: Göteborgs kommun: <https://goteborg.se/wps/portal/start/byggande--lantmaterie-och-planarbete/kommunens-planarbete/verktug-for-stadsplane-ning-2/miljo-och-klimat-i-stadsplaneringen/kompensationsatgarder?uri=gbglnk%3Aagbg.page.1d060bfd-fab8-408f-880e-2758fb3bee32> (2021-02-11).

³ Mest kända exemplen är Botniabanan, LKAB:s kom-
pensation vid Mertainen och Bolidens kompensation vid
Aitik.

exempelvis restaureringsåtgärder, samt ansvara för långsiktig skötsel av sådana marker.⁴ Poolen kan på så sätt erbjuda aktörer i behov av kompensationsåtgärder områden där de kan investera i biologiska värden och på så sätt säkerställa att de inte medför någon nettoförlust av biologisk mångfald. Tanken är att kompensationspoolen ska underlätta genomförandet av kompensationsåtgärder. I svensk rätt finns det möjlighet att ställa krav på kompensationsåtgärder vid exempelvis tillståndsprövning enligt miljöbalken⁵ (MB) men i dagsläget finns inga kompensationspooler.⁶ Krav på ekologisk kompensation, till skillnad från monetär sådan, avser att flytta ansvaret för biodiversitetsförluster till de som är ansvariga och kräva åtgärder som upphäver förlusten i linje med principen om att "förorenaren betalar".

Möjligheten att enligt miljöbalken (MB) kräva kompensationsåtgärder har funnits sedan miljöbalkens tillkomst.⁷ Trots att över tjugo år har förflutit finns det fortfarande många frågetecken kring hur ekologisk kompensation ska utvecklas till att bli ett viktigt verktyg i kampen mot biodiversitetsförluster i Sverige.⁸ Bland annat finns det svårigheter att finna områden som är lämpliga som kompensationsmark, avseende bland annat naturvärden och intresserade markägare, samt få nuvarande tillsynstillståndssystem att säkerställa att målet med åtgärden uppnås.⁹ För att hantera dessa utmaningar föreslog utredningen om ekologisk kompensation (SOU 2017:34) att kompensationspooler skulle testas genom en försöksverksamhet som i huvudsak

skulle fungera som en förmedling av kompensationsområden.¹⁰ Utredningen ansåg att poolerna skulle kunna bidra till förbättrad och mer kostnadseffektiv ekologisk kompensation.¹¹ Ställningstagandet baseras på argumentationen att kompensationspooler skulle göra det lättare att finna kompensationsmark och erbjuda ett kontrollsystem för uppföljning samt vid behov genomföra ytterligare åtgärder om det uppstår underskott.¹² Tanken med försöksverksamheten var att det skulle bli tydligare hur kompensationspooler skulle kunna fungera i en svensk kontext.¹³ Förslaget har tidigare lyfts fram av andra aktörer.¹⁴ Utredningen hade inte mandat att lägga fram några författningsförslag kring kompensationspooler.¹⁵

Utredningens förslag om kompensationspooler baseras på etablerade system i länder såsom Tyskland och USA. Systemen i båda länderna syftar till att pooler ska erbjuda exploitörer att köpa andelar (eller krediter) i poolerna och på så sätt kompensera för förluster av naturvärden som exempelvis en plan eller verksamhet medför. Problemet med idén om en svensk försöksverksamhet är att litteraturen är väldigt samstämmig om att fungerande kompensationspooler vilar på två grundläggande förutsättningar: ett rättsligt regelverk och utpekade myndigheter för tillsyn och tillståndsprövning.¹⁶ I och med att

¹⁰ Ibid. 147–148, 306.

¹¹ Ibid. 148.

¹² Ibid.

¹³ Ibid. 160.

¹⁴ Anders Enetjärn m.fl., 'Environmental Compensation: Key Conditions for Increased and Cost Effective Application' (Nordic Council of Ministers 2015) 129.

¹⁵ SOU 2017:34 (n 1) 154–155.

¹⁶ ICF GHK Consultancy, 'Exploring Potential Demand for and Supply of Habitat Banking in the EU and Appropriate Design Elements for a Habitat Banking Scheme' [2013] Final report submitted to DG Environment; Géraldine Froger, Sophie Ménard och Philippe Méral, 'Towards a Comparative and Critical Analysis of Biodiversity Banks' (2015) 15 Ecosystem Services 152; Renaud Lapeyre, Géraldine Froger och Marie Hrabanski, 'Bio-

⁴ SOU 2017:34 (n 1) 27.

⁵ 16 kap. 9 § MB.

⁶ Se också Kristjan Laas, 'Ekologisk kompensation och biologisk mångfald. om behovet av rättslig utveckling och försiktighet' 2016 Nordisk Miljörättslig Tidskrift.

⁷ Se Prop. 1997/98:45, s. 314–315, 845–846.

⁸ Naturvårdsverket, Handbok 2016:1. "Ekologisk Kompensation" (2016).

⁹ SOU 2017:34 (n 1) 307, 483.

Sverige saknar regelverk och utpekade myndigheter finns det risk att försöksverksamheten inte kommer att ge det utvärderingsunderlag som utredningen tänkte sig.

Utredningen hade åtskilliga generella förslag över hur det svenska regelverket om ekologisk kompensation bör utvecklas men berörde endast kort hur kompensationspooler skulle regleras. Litteraturgenomgången som artikeln bygger på pekar tydligt ut att kompensationspooler är en verksamhet som behöver regleras, tillsynas och tillståndsprövas.¹⁷ Frågan är då vilka förutsättningar och svagheter som finns i det svenska rättssystemet i jämförelse med etablerade rättssystem avseende regler för tillsyn och tillståndsprövning för ekologisk kompensation. I och med att utredningen särskilt pekar ut Tyskland, men även i viss mening USA, som rättsliga föregångare kommer jämförelsen i huvudsak att fokusera på dessa två länders rättsliga upplägg.¹⁸ Analysen har fokuserat på det rättsliga regelverkets utformning och vilka kriterier/krav som en kompensationspool behöver efterleva för att få verka i dessa två länder. Med utgångspunkt i dessa kriterier/krav har sedan svensk rätt analyserats avseende förutsättningar att införliva kärnelementen från det tyska och amerikanska systemen.

Dispositionen är sådan att först sammanfattas utredningens förslag, sedan beskrivs olika utländska rättsliga upplägg kring tillstånd och tillsyn av kompensationspooler, sedan disku-

teras det svenska systemets förutsättningar och brister.

2. Utredningens förslag

Utredningen om ekologisk kompensation skissade alltså på en försöksverksamhet för en kompensationspool, vilken i huvudsak skulle fungera som en förmedling för ett avgränsat geografiskt område. Tanken var att markägare (inklusive exempelvis kommuner och statliga företag) anmäler sig till poolen genom en beskrivning av ett potentiellt kompensationsområde samt åtgärder som skulle förbättra områdets biologiska/ekologiska kvaliteter.¹⁹ Poolens uppgift är att värdera och kategorisera intresseanmälningarna samt aktivt uppsöka potentiella leverantörer. Kompensationspoolsförslaget som utredningen arbetade fram skulle alltså i huvudsak syfta till att etablera en organisation som tillhandahåller mark och ansvarar för åtgärder och skötsel dvs. måluppfyllelse.²⁰ Utredningen förordade samordning av områden och/eller markägare för att skapa större sammanhängande kompensationsområden som kan resultera i synergieffekter mellan kompensationsåtgärder och på så sätt ge upphov till större naturvårdsnytta.²¹ Även om utredningens huvudförslag var en förmedlingspool uteslöt den inte ett system med direkta köp och försäljning mellan markägare och exploatör.²²

Utredningen motiverar sitt positiva ställningstagande till kompensationspooler med att de bedöms ha förutsättningar att öka utbudet av kompensationsmark i och med att det uppstår ekonomiska incitament för markägare att upplåta sin mark.²³ Dessutom ansåg utredningen att rätt organiserat skulle poolerna kunna kva-

diversity Offsets as Market-Based Instruments for Ecosystem Services? From Discourses to Practices' (2015) 15 *Ecosystem Services* 125; OECD, *Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation* (2016); Wende m.fl. (n 1); Marie Grimm och Johann Köppel, 'Biodiversity Offset Program Design and Implementation' (2019) 11 *Sustainability* 6903.

¹⁷ GHK Consultancy (n 17); Froger, Ménard och Méral (n 17); Lapeyre, Froger och Hrabanski (n 17); OECD (n 17); Wende m.fl. (n 1); Grimm och Köppel (n 16).

¹⁸ SOU 2017:34 (n 1) exempelvis 315.

¹⁹ Ibid. 306–307.

²⁰ Ibid. 150.

²¹ Ibid. 152.

²² Ibid. 147.

²³ Ibid. 152.

litetssäkra åtgärdernas genomförande och upprätthållande.²⁴ Om poolerna etableras innan ett kompensationsbehov uppstår skulle de också kunna erbjuda exempelvis en miljöfarlig verksamhet möjligheten att utan dröjsmål investera i en kompensation och på så sätt undanröja denna fråga tidigt i tillståndprocessen.²⁵ Ett fullständigt överlåtande av det rättsliga ansvaret skulle inte ske utan poolen skulle ansvara för kompensation på uppdrag av exploatören.²⁶

På punkten huruvida det skulle finnas kriterier för upprättandet av kompensationspooler var utredningen inte så tydlig med utan öppnade för en förvaltare som exempelvis genom avtal med en eller fler markägare byggde upp ett kompensationsområde.²⁷ Oavsett förvaltare, såg utredningen att poolen skulle vara en egen juridisk person med nära eller utan koppling till kommun eller länsstyrelse.²⁸ För en eventuell kommunal kompensationspool såg utredningen olika organisatoriska alternativ såsom ett kommunalt bolag eller vid en sammanslutning av markägare i form av en stiftelse.²⁹ Utredningens tanke var att försöksverksamheten skulle pågå under fem år och att Naturvårdsverket skulle ansvara för utvärdering.³⁰

Utredningen ställde sig alltså generellt positiv till kompensationspooler. Den lyfte också möjliga nackdelar såsom ökad byråkrati, uteblivna samordningsvinster, ekonomiska problem, att en tvådelad prövning³¹ undermineras,

att kompensationsmålet "lika för lika"³² inte efterlevs, att det skapas monopol eller oligopol och att verksamhetsutövare tar ett mindre ansvar.³³ För att motverka dessa möjliga risker ansåg utredningen att poolen med fördel knöts till en myndighet eller kommun, att det upprättas en tillsynsorganisation och utvecklas applicerbara skyddsformer och avtalslösningar som säkerställer ett långsiktigt förvaltningsuppdrag.³⁴ Hur skyddet och avtalen skulle utformas och förhålla sig till gällande rätt kring servitut, nyttjanderätt, naturvårdsavtal, nuvarande skyddsformer, etc., var utredningen inte särskilt tydlig med.

3. Kompensationspooler i andra länder

Utredningen anser att ett framtida kompensationspoolssystem i Sverige bör inspireras av det tyska systemet.³⁵ Trots utredningens analys finns det även skäl att studera det amerikanska systemet i och med att det, tillsammans med det tyska, ofta lyfts fram i den internationella litteraturen.³⁶ Förutom dessa två länder finns det litteratur om andra länders försök att initiera ett kompensationspoolssystem och några EU-länder beskrivs i korthet.³⁷

rätten och den förhandlingsovilliga naturen. Vänbok till Gabriel Michanek (Iustus 2019).

³² Målsättningen syftar till att så långt det går säkerställa likvärdighet mellan skadorna från ett projekt och kompensationsåtgärdernas ekologiska mål, se: Bruce A McKenney och Joseph M Kiesecker, 'Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks' (2009) 45 Environmental Management 165.

³³ SOU 2017:34 (n 1) 153, 307–308.

³⁴ Ibid. 155.

³⁵ Ibid. 315.

³⁶ GHK Consultancy (n 17); Froger, Ménard och Méral (n 17); OECD (n 17); Wende m.fl. (n 1); Lapeyre, Froger och Hrabanski (n 17); Niak Sian Koh, Thomas Hahn och Wiebren J Boonstra, 'How Much of a Market Is Involved in a Biodiversity Offset? A Typology of Biodiversity Offset Policies' (2019) 232 Journal of Environmental Management 679; Grimm och Köppel (n 16).

³⁷ Wende m.fl. (n 1).

²⁴ Ibid.

²⁵ Ibid.

²⁶ Ibid. 161, 310.

²⁷ Ibid. 149.

²⁸ Ibid. 151.

²⁹ Ibid.

³⁰ Ibid. 303.

³¹ En tvådelad prövning innebär att först avgörs om en verksamhet eller åtgärd är tillåtlig. Därefter bedöms vilka kompensationsåtgärder som bör vidtas. För problem och kritik avseende detta se: Henrik Josefsson, 'Ekologisk kompensation och ramvattendirektivet' i Jan Darpö, Maria Pettersson och Charlotta Zetterberg (red.), *Miljö-*

3.1 Tyskland

I Tyskland finns sedan 1976 federal lagstiftning som tillåter kompensationspooler. Syftet med lagstiftningen var att komplettera naturskyddslagstiftning som i huvudsak fokuserade på skydd av områden.³⁸ Kompensationslagstiftningen krävde att det fanns ett starkt funktionellt, rumsligt och tidsmässigt samband mellan skadan och kompensationen, något som medförde en begränsad mängd kompensationsprojekt. Regelverket reformerades 1998 och 2002 i syfte att lätta på dessa tre begränsande faktorer och på så sätt utveckla kompensationsväsendet. En viktig förändring var att det blev lättare att upprätta större sammanhållna kompensationsområden och att externa parter kan etablera kompensationspooler.³⁹

På federal nivå återfinns de tyska reglerna i Bau- und Raumordnungsgesetz, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (BNatSchG) och Baugesetzbuch (BauGB). Det är huvudsakligen i BNatSchG som vi finner kompensationsreglerna för projekt och i BauGB återfinns kompensationsregler för kommunala planer. Förhållandet mellan dessa två regelverk är att BNatSchG utgör den federala grundregleringen och BauGB tydliggör hur den ska implementeras vid kommunal planläggning. I och med BauGB blir det vissa skillnader mellan kompensationsåtgärder som utformas för projektet respektive planer, bland annat att det endast är stora effekter på miljön som behöver kompenseras vid planläggning och ingen fullständig kompensation krävs.⁴⁰ Det finns även möjligheter att för-

lägga plankompensationen på en plats som inte är förbunden med det skadade området.⁴¹

Det finns även en federal förordning som antogs i maj år 2020 och som avser att standardisera delar av kompensationsväsendet och tydliggöra att kompensationsreglerna även gäller federala projekt såsom byggandet av elledningar, järnvägar, vägar etc. Förordningen benämns Bundeskompensationsverordnung (BKompV),⁴² och bland annat sker en standardisering avseende innehåll, typ och omfattning av kompensations- och ersättningsåtgärder i enlighet med BNatSchG § 15 (2 stycket), mer om det nedan.

I den engelska litteraturen som behandlar det tyska kompensationspoolsystemet används begreppen kompensationspool, landpool eller ekokonto. Begreppsbildningen kommer mer av delstaternas möjlighet att utveckla/anpassa den federala lagstiftningen till sin region och tradition än en praktisk skillnad.⁴³ Delstaternas självbestämmande kommer sig av att Tyskland har ett federalt rättssystem och inom många rättsområden tillhandahålls endast en ramlagstiftning på nationell nivå. Delstaterna ska sedan fylla ramen med regler. Det federala rättssystemet medför att det inte finns ett kompensationspoolsystem i Tyskland utan ett flertal, kanske lika många som antalet delstater (16 stycken). I litteraturen har olika delstaters system använts som exempel på hur det tyska systemet kan se ut och nedan nämns i huvudsak två delstatssystem samt generella aspekter kring systemet som helhet.

³⁸ Felix Ekardt och Bettina Hennig, 'Chancen Und Grenzen von Naturschutzrechtlichen Eingriffsregelungen Und Kompensationen' (2013) 35 Natur und Recht 694.

³⁹ Wolfgang Wende, Alfred Herberg och Angela Herzberg, 'Mitigation Banking and Compensation Pools: Improving the Effectiveness of Impact Mitigation Regulation in Project Planning Procedures' (2005) 23 Impact Assessment and Project Appraisal 101.

⁴⁰ § 1 (a) BauGB.

⁴¹ § 200 (a) BauGB.

⁴² Verordnung über die Vermeidung und die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft im Zuständigkeitsbereich der Bundesverwaltung (Bundeskompensationsverordnung - BKompV).

⁴³ Wende m.fl. (n 1) 135.

3.1.1 *Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege*

BNatSchG utgör den federala ramlagstiftningen vid upprättandet av kompensationspooler och kompensationsprojekt, och tillämpas vid betydande påverkan på natur och landskap. Med 'påverkan' avses modifieringar av mark eller dess användning och modifieringar av grundvatten om det är i kontakt med terrestra ekosystem och om modifieringen kan ha en allvarlig inverkan på miljön eller landskapet.⁴⁴ Pågående markanvändning inbegripet jordbruk, skogsbruk och fiske är generellt undantaget och fokus ligger på vad vi i Sverige betecknar som planläggning och vissa typer av tillståndspliktiga verksamheter/projekt.⁴⁵ Den tyska lagstiftningen följer skadelindringshierarkin⁴⁶ och kompensationsåtgärder sker endast för återstående negativ påverkan.⁴⁷ Om det finns svårigheter att genomföra kompensationsåtgärder p.g.a. exempelvis avsaknad av kompensationsmark kan en monetär kompensation genomföras till delstaten som sedan finansierar naturvårdande åtgärder som annars inte skulle genomföras.⁴⁸ Det finns inget federalt hinder mot att delstaterna tillåter att det rättsliga ansvaret överförs till en kompensationspool och kompensationspoolen blir då ansvarig för exempelvis kompensationsvillkoret i ett tillstånd.⁴⁹

Det som den federala lagstiftningen kräver av delstaterna är att de tillhandahåller grunderna för kompensationssystemet i huvudsak genom regler om poolens organisation/förvaltning, ansvarsförhållandet mellan poolen och kompensa-

tionskunder, dokumentation av kompensationsåtgärder, utvärdering och tillsyn.⁵⁰ På delstatsnivå återfinns reglerna i förordningar och riktlinjer. Den nya federala BKompV förändrar inte detta förhållande mellan den federala staten och delstaterna, däremot standardiseras kompensationskraven på ett nytt sätt. BKompV innehåller bland annat tabeller om monetär kompensation för exempelvis vindkraftverk som skadar landskapet som sådant, vilket inte går att kompensera med åtgärder.⁵¹ Förordningen fokuserar också på värderingen av den befintliga naturen, särskilt redan utpekade skyddsvärda biotoper, och hur kompensation kvalitativt, arealmässigt och funktionellt inte ska resultera i några förluster. Som redan nämnts finns det både ett mer biologiskt/ekologiskt fokus tillsammans med ett mer storskaligt landskapsfokus i den tyska kompensationslagstiftningen, och tanken är att tudelat fokus kan ge upphov till åtgärder som är multifunktionella.⁵² Detta är en viktig del i det tyska systemet, att kompensationsåtgärder integreras på ett antal parallella rättsområden såsom artskydd och klimatanpassning, vilket möjliggör synergieffekter.⁵³ Det medför att exempelvis restaureringen av en våtmark inte bara ska ha ett artskyddsfokus utan också resultera i att våtmarkens översvämningshinderfunktioner förstärks.⁵⁴ I och med kompensationsreglernas breda omfattning finns det ett antal olika referenser som är viktiga att beakta vid upprättandet av en pool såsom landskapsplaner, annan planläggning, bevarandeplaner, riskhanteringsplaner för översvämnningar, ramvattendirektivets åtgärdsprogram etc.⁵⁵

⁴⁴ § 14 (1) BNatSchG.

⁴⁵ § 14 (2) BNatSchG.

⁴⁶ Ett hierarkiskt synsätt där skador i första hand ska undvikas, i andra hand, så långt det är praktiskt möjligt, minimeras och avhjälpas på plats och endast i sista hand kompenseras, se SOU 2017:34 (n 1) 29.

⁴⁷ Se § 15 BNatSchG och § 3 BKompV.

⁴⁸ § 14 (3) BNatSchG.

⁴⁹ § 17 (11) BNatSchG, § 12 (3) BKompV; Wende m.fl. (n 2) 136.

⁵⁰ § 16 (2) BNatSchG. OECD (n 16) 176.

⁵¹ § 12 (1)(1) BKompV.

⁵² § 2 (4) BKompV.

⁵³ Se bilaga 6 BKompV.

⁵⁴ GHK Consultancy (n 17).

⁵⁵ Se exempelvis § 2 (6) (c) BKompV.

Problemet som kan uppstå till följd av integreringen är att kompensationsåtgärderna finansierar exempelvis åtgärder som redan åligger Tyskland att genomföra i linje med ramvattendirektivets målsättning om god ekologisk status och då uppstår ingen additionalitet⁵⁶.⁵⁷ Samtidigt får integreringen som följd att det blir lättare att exempelvis binda ihop skyddade områden, bland annat finns det ett biotopskydd som syftar till att inom varje delstat skapa grunden för ett nationellt biotopnätverk.⁵⁸ En viktig del i att kompensera för skador på både skyddad natur men även andra områden är att binda ihop dessa nätverk.

Markägarna som tillhandahåller mark för kompensationsändamål är framförallt statliga bolag (eller liknande), kommuner och offentliga stiftelser. Som ett exempel kan nämnas att i delstaten Hessen äger ett statligt företag mer än 40 % av skogsmarken och tillhandahåller stora områden för kompensationsåtgärder.⁵⁹ Jordbrukare och privata skogsägare spelar en mindre roll i utbudet av kompensationsmark och 8 % av kompensationspoolerna beräknas vara privatägda i Tyskland som helhet.⁶⁰

Parallellt med den rättsliga utvecklingen har den nationella föreningen för kompensationspooler antagit en frivillig kvalitetsstandard som har antagits av de flesta pooler. Standarden säger att:

1. Kompensationspooler måste leverera ekologiska förbättringar. Det är otillräckligt att bara upprätthålla en befintlig nivå, även om området redan har höga ekologiska värden.

2. Områden och åtgärder måste säkras på lång sikt. Kompensationsområdena bör helst skyddas över en obegränsad tid och åtgärder säkerställas under minst 25–30 år. Detta måste garanteras genom lämpliga avtal och ekonomisk rapportering.
3. Det ska finnas uppföljande dokumentation kring effekterna av implementerade åtgärder (till exempel efter 5, 10, 15 och 25 år).
4. Regionala landskapsplaner och andra relevanta planer och program måste beaktas.
5. För att säkerställa hög kvalitet bör konsulter och experter från regionen anlitas.⁶¹

Trots det generellt välutvecklade tyska systemet finns det kritik. En del av kritiken är att 80 % av kompensationspoolerna använder kvantifieringsmetoder (finns även med i BKompV § 7).⁶² Frågan som kritikerna reser är vad metoden egentligen säger om statusen på ekosystemen och målet om att uppnå ingen nettoförlust av biologisk mångfald.⁶³ Det efterfrågas därför ytterligare federala regleringar och bindande standardiseringar för hela landet för att förbättra investeringsvillkoren, påskynda administrativa förfaranden, öka insynen i beslut från tillsynsmyndigheter och förbättra planeringen och rättssäkerheten för privata och offentliga projekt.⁶⁴ Om den nya förordningen BKompV kommer att resultera i nationella standardiseringar som efterfrågas återstår att se.

Trots att det finns federal lagstiftning, delstatsförordningar och riktlinjer för kompensationspoolerna påtalas det i litteraturen att det fortfarande är villkoren i tillstånd, planer och planavtal som utgör det viktigaste elementet för

⁵⁶ Grundtanken är ekologisk kompensation leder till positiv naturvårdsnytta utöver den utveckling som skulle ha ägt rum om kompensationen inte hade ägt rum, se: SOU 2017:34 (n 1) 25.

⁵⁷ Se exempelvis § 2 (6)(2) BKompV.

⁵⁸ Exempelvis § 20 BNatSchG och § 2 (6)(2) BKompV.

⁵⁹ OECD (n 17) 184.

⁶⁰ Ibid.

⁶¹ Wende m.fl. (n 1) 136–137.

⁶² Marianne Darbi och Christian Tausch, 'Loss-Gain Calculations in German Impact Mitigation Regulation'.

⁶³ Ibid.; Wende m.fl. (n 1) 153.

⁶⁴ Wende m.fl. (n 1) 153.

utformning av kompensationsåtgärder.⁶⁵ Finns det exempelvis inget formulerat villkor om uppföljning av kompensationsåtgärder är risken stor att ingen uppföljning sker.⁶⁶ Därtill är Sachsen-Anhalt den enda delstaten som i lag kräver övervakning av kompensationsåtgärder och BKompV ställer heller inget sådant krav på delstaterna.⁶⁷ Frivilliga kvalitetsstandarder medför inte att aktörerna, inklusive poolerna, frivilligt investerar ytterligare medel i en kompensation om det inte är rättsligt nödvändigt. Detta indikerar ett behov av tillåtlighetsprocesser som resulterar i tydliga och långsiktiga villkor som sedan kan förvaltas av kompensationspoolsverksamheterna.

*Delstaten Hessen*⁶⁸

I Hessen förverkligas den federala lagstiftningen genom en kompensationsförordning från 2005. Miljödepartementet i Hessen är det administrativa organ som till stor del ansvarar för genomförandet. Målet med förordningen är bland annat att stärka spatial konnektivitet mellan kompensationsområden/åtgärder och befintliga skyddade områden (i synnerhet Natura 2000-områden), att göra det ekonomiskt lönsamt att tillhandahålla 'naturvård', att underlätta övervakning och verkställighet samt att säkerställa att produktiv jordbruksmark inte används för kompensationsåtgärder.

För att ett område ska få användas för kompensation krävs att markägaren utarbetar en plan för kompensationsåtgärden som bland annat ska beskriva områdets storlek, den befintliga markanvändningen, kompensationsåtgärden och, om nödvändigt, långsiktiga förvaltnings-

åtgärder.⁶⁹ Markägaren måste också utvärdera områdets ekologiska värde i sitt ursprungliga skick (dvs. före kompensationsåtgärden) samt uppskatta den förväntade värdeökningen som kompensationsåtgärder förväntas leda till. Planen, tillsammans med dessa två utvärderingar, överlämnas till den regionala naturvårdsmyndigheten för granskning, med förbehåll för eventuella ändringar, godkännande och registrering. I samband med att poolen får sitt tillstånd erhåller den också en viss poäng som baseras på dess ekologiska värde. Ett kompensationsområde får högre poäng om kompensationsåtgärder de avser att sälja redan har genomförts. När ägaren till kompensationsområdet eller poolen säljer hela eller delar av området registrerar myndigheten kompensationsåtgärden som använd. Innan myndigheten beslutar om att definiera området som 'förbrukat' har den möjligheten att utvärdera området så att det stämmer överens med vad som registrerats. Kompensationsåtgärden kopplas i registret till den specifika skada som den kompenserar för och det är sedan den som orsakat skadan som är ansvarig för att kompensationen upprätthålls i minst 30 år. Inom samma tidsram åligger det markägaren eller kompensationspoolen att säkerställa att kompensationsåtgärden förvaltas. För skador som inte kan kompenseras krävs en betalning som måste användas av myndigheterna för natur- eller landskapsförbättrande åtgärder i ett närliggande naturområde.

Kompensationsförordningen innehåller flera bestämmelser om den rumsliga uppdelningen av kompensationsåtgärder⁷⁰:

- Om samma kompensationsmål kan uppnås genom en åtgärd inom eller utanför ett Natura 2000-område, är åtgärden inom Natura

⁶⁵ GHK Consultancy (n 17) 56.

⁶⁶ Ibid.

⁶⁷ Se § 12 (2) BKompV; ibid.

⁶⁸ Om inte annat indikeras baseras hela avsnittet är baserat på: OECD (n 17) 178–185.

⁶⁹ För detta stycke se § 2 (5) Hessen Kompensationsverordnung.

⁷⁰ § 2 (2) Hessen Kompensationsverordnung.

2000-området att föredra. Om en kompensationsåtgärd har positiv effekt på ett naturreservat, en nationalpark eller ett Natura 2000-område, kan kompensationsåtgärden tilldelas fler poäng.

- En skada måste kompenseras inom samma naturområde eller regionala planområde som skadan.⁷¹
- Kompensationsåtgärder får endast genomföras på jordbruksmark om de inte medför negativ påverkan på markanvändningen eller om markens produktivitet är låg.

I Hessen har det också skapats en förmedlingsbyrå av delstaten som kallas ekobyrå.⁷² Huvuduppgiften är att:

- Inrätta kompensationspooler och att genomföra kompensationsåtgärder för att tillhandahålla miljövärden.
- Agera mellanhand mellan leverantörer av kompensationsområden och exploatörer. Byrån ska dock endast agera på säljarnas vägnar om de uppmanas att göra det.
- Bidra med förvaltningsåtgärder (under en period av 30 år) om de behövs för att bibehålla värdet på kompensationsåtgärderna.

I princip ligger det rättsliga ansvaret inte på ekobyrån men den kan ta över ansvaret om det efterfrågas.⁷³ Det finns inga tillgängliga studier som undersöker de ekologiska effekterna av Hessens kompensationspoolsreglering.⁷⁴

Implementeringen i delstaten Brandenburg⁷⁵

I förbundsstaten Brandenburg finns det ett liknande system som i Hessen. Bland annat finns det där också en kompensationsbyrå upprättad av delstaten och byrån har etablerat över 20 kompensationspooler i nästan alla naturområden i delstaten. För att en pool ska bli godkänd av Brandenburgs miljödepartementet måste den uppfylla kriterierna i Brandenburgs kompensationspoolförordningen samt riktlinjerna i förordningen om skadelindringshierarkin (Hinweise zum Vollzug der Eingriffsregelung). I delstatslagstiftningen finns det krav på att kompensationsåtgärder endast får genomföras inom samma biogeografiska område som skadan och delstaten är uppdelad i ett antal sådana områden.⁷⁶ För tillåtlighet kräver regleringen i Brandenburg bland annat att poolen måste lämna in en beskrivning av områdets nuvarande status, planerade åtgärder och målsättningen med området, hur åtgärderna hanterar landskapsintegration och ekologiska funktioner, tidigare kompensationer i området, områdets koherens (bör omfatta minst 30 hektar), förhållandet till kommunala landskapsplaner, interna kontrollkriterier, det långsiktiga förvaltarskapet samt hur poolen avser att rapportera till miljödepartementet.⁷⁷

3.2 USA – The Clean Water Act

I USA finns det två kompensationsprogram: bevarandepooler för hotade arter (Endangered Species Act (ESA)) respektive kompensationspooler (eller habitatbanker som de också kallas) för våtmarker. I den här studien ligger fokus på pooler för våtmarker. Dessa etableras utifrån fe-

⁷¹ Se även § 17 (11) BNatSchG.

⁷² § 5 Hessen Kompensationsverordnung.

⁷³ § 2 (5) Hessen Kompensationsverordnung.

⁷⁴ Moritz Reese, 'Habitat Offset and Banking – Will It Save Our Nature? Perspectives for a More Comprehensive and Flexible Approach to Nature Protection', *The Habitats Directive in its EU Environmental Law Context* (Routledge 2014).

⁷⁵ Om inte annat indikeras baseras hela avsnittet är baserat på: OECD (n 17) 178–179.

⁷⁶ Enetjärn natur, Habitat Banking – framtider för marknadsbaserade lösningar för biologisk mångfald, (2015), s. 17.

⁷⁷ Wende m.fl. (n 1) 149.

deral lagstiftning, 'the Clean Water Act' (CWA) och sektion 404, som kräver att exploatörer följer skadelindringshierarkin när ett projekt orsakar negativa effekter på våtmarker och närliggande vattendrag. Många av följdreglerna kring kompensationspooler återfinns i 'The Code of Federal Regulations' (CFR).

Kompensationspoolssystemet inrättades på 1970-talet och kännetecknas av ett starkt deltagande från den privata sektorn i tillhandahållandet av pooler, och kompensationspooler drivs som regel av en tredje part som inte är tillståndshavare.⁷⁸ Det finns även pooler som drivs av företag eller myndigheter som regelbundet behöver egen kompensationsmark och dessa säljer därför inte heller krediter till någon annan. Det finns också ideella pooler som inte har som mål att verksamheten ska gå med vinst.⁷⁹ Verksamhetsutövarens ansvar för ett kompensationsvillkor i exempelvis ett tillstånd överförs ofta till poolen.⁸⁰

Tillståndprocessen för pooler sköts i grunden av olika myndigheter, och 'U.S. Army Corps of Engineer' (ACOE) och 'US EPA' ansvarar för processen via sina distrikt och regioner.⁸¹ ACOE verkar på ett decentraliserat sätt och har 38 distriktsavdelningar som var och en har behörighet att tolka och implementera den federala regleringen. Detta resulterar i ett skiftande regleringslandskap med olika praxis inom olika distrikt. Enskilda delstater har också en viktig roll när det gäller att bestämma vad som utgör lämplig kompensation.⁸² Exempelvis, fram till 2001 använde delstaten Wisconsin sin möjlighet till att förhindra kompensationsåtgärder som helhet på grund av att delstaten var kritisk till om åtgärden på ett effektivt sätt skyddade våtmarker. Det

finns därför inte ett kompensationspoolssystem i USA, utan baserat på den federala lagstiftningen kan de 38 ACOE-distrikten, 50 delstaterna och 10 EPA-regionerna alla tolka reglerna på sitt sätt.⁸³ I ett försök att minska på tolkningsutrymmet och hantera en del av de problem och genomförandeunderskott som uppstått genomfördes 2008 en större federal förändring av kompensationspoolsregleringen, som kallas "The Final Mitigation Rule"⁸⁴, och med den följde att antal krav.⁸⁵ Bland annat ska varje pool innehålla:

- En beskrivning av områdets ekologiska värden (såsom historiska och befintliga växtsamhällen, hydrologi, markförhållanden etc.), de värden som kommer att skapas, dess ekologiska funktioner, metoden för kompensationsåtgärden (restaurering, etablering, bevarande, etc.) och våtmarkens förväntade funktioner för avrinningsområdet.
- En beskrivning av de faktorer som beaktades vid valet av plats. Detta kan inkludera en beskrivning av avrinningsområdets behov och möjligheten att etablera ekologiskt självunderhållande system.
- En beskrivning av de rättsliga skyddsarrangemangen och äganderätten till området, särskilt hur ett långsiktigt skydd säkerställs (grundtanken är att kompensationen ska vara permanent och varje område ska skyddas genom fastighetsrättsliga nyttjanderättsavtal).
- En tillsynsplan, kontrollparametrar och hur rapportering ska ske.

⁷⁸ OECD (n 17) 131.

⁷⁹ Ibid. 139–140.

⁸⁰ GHK Consultancy (n 17) 50.

⁸¹ OECD (n 17) 133.

⁸² Sektion 401 CWA.

⁸³ OECD (n 17) 135.

⁸⁴ U.S. Army Corps of Engineers, and Environmental Protection Agency. 'Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources; Final Rule' (2008).

⁸⁵ För kritiken se bland annat JB Ruhl och James E Salzman, 'The Effects of Wetland Mitigation Banking on People' [2006] FSU College of Law, Public Law Research Paper.

- Hur poolen upphör när alla tillgångar har sålts.⁸⁶

I förordningen tydliggör myndigheterna att av de tre organisationsformer som finns – kompensationspooler, avgiftsfinansierade program och verksamhetsutövar drivna pooler – påbjuder myndigheterna att kompensationspooler är att föredra. Anledningen till att just den organisationsformen förordnas är att investeringarna i kompensationsåtgärder, ofta, redan har genomförts och därmed lättare kan matchas emot biodiversitetsförluster medan programmen genomför åtgärderna när det finns tillräckligt med kapital att realisera kompensationsåtgärderna. Riskerna för nettoförluster är lägre om åtgärder redan har initierats eller färdigställts. Samtidigt tar poolverksamheten en större ekonomisk risk i och med att de investerar i kompensationspoolen innan de har en köpare. I praktiken finns det exempel på att myndigheterna tillåter att investeringar sker succesivt.⁸⁷ Även om det finns kriterier för upprättandet av olika typer av pooler i förordningen finns det inga tydliga regler för hur själva kompensationsprojektet ska genomföras utan tillståndsmyndigheterna har diskretion att besluta om det. Skulle däremot poolen misslyckas med att uppfylla villkoren så kan tillsynsmyndigheten begränsa framtida försäljningar och som sista steg avbryta poolverksamheten.⁸⁸ Den federala regleringen kräver således att varje kompensationsprojekt har en långsiktig plan och verksamhet som, helst, tar ett permanent ansvar.⁸⁹

Kompensationsprojektets enhet för handel är normalt ett visst område med strikt definierade habitat eller en indikatorart såsom en häckande fågelart eller en kombination av dessa två parametrar. Våtmarkernas funktioner är också av stor vikt. Det finns en hel del kritik emot kompensationsystemet i USA, exempelvis att fokus bara har varit på kompensationens biologiska värden och inte de sociala.⁹⁰ Det finns också en omfattande kritik emot att distansen mellan skadan och kompensationsområdet kan vara stor, i Florida finns det exempel på ett par till tre mil, medan det i andra delstater finns exempel på ännu längre distanser från 50 km till 222 km.⁹¹ Distansten styrs av distriktsmyndigheterna som beslutar om hur stora områden som en kompensationspool kan verka på.⁹²

En annan kritik är att fokus hamnat på prioriterade arter och inte ekologiska värden eller funktioner. Som resultat har vanligtvis ingen nettoförlust uppnåtts ur ett artperspektiv medan värdefulla ekologiska funktioner inte har förbättrats eller rent av försämrats.⁹³ I vägledningarna från myndigheterna sägs ett ideal vara att kompensationsprojekten designas så att de kan adressera flertalet olika typer av kompensationsåtgärder, exempelvis både kunna fungera som vattendragskompensation under CWA och hotade arter under ESA.⁹⁴ För att hantera att kunskapen om akvatiska ekosystem och restaurering hela tiden förändras förordas ekologiska

⁹⁰ Ruhl och Salzman (n 86).

⁹¹ Ibid.; BenDor och Stewart (n 88); Harold Levrel, Pierre Scemama och Anne-Charlotte Vaissière, 'Should We Be Wary of Mitigation Banking? Evidence Regarding the Risks Associated with This Wetland Offset Arrangement in Florida' (2017) 135 *Ecological Economics* 136.

⁹² Final Mitigation Rule § 332.2 Definitions.

⁹³ GHK Consultancy (n 17) 52.

⁹⁴ U.S. Fish & Wild Life Service, "Interim Guidance for Implementing the Endangered Species Act Compensatory Mitigation Policy" (2017) 26.

⁸⁶ Se bland annat 33 CFR § 332.4(c)(12) (2008); 40 CFR § 230.94(c)(12) (2008); 33 CFR § 332.8(a)(2) (2008); 40 CFR § 230.98(a)(2) (2008).

⁸⁷ Todd BenDor och Audrey Stewart, 'Land Use Planning and Social Equity in North Carolina's Compensatory Wetland and Stream Mitigation Programs' (2011) 47 *Environmental Management* 239.

⁸⁸ OECD (n 17) 150.

⁸⁹ Ibid. 149.

prestationsnormer och det skulle kunna leda till att specifika biodiversitetskrav undviks.⁹⁵

Områdena ska ges ett långsiktigt skydd genom fastighetsrättsliga instrument när så är lämpligt.⁹⁶ Även om det förordnas att områdena ska skyddas över lång tid är det inget krav utan i och med 2008 års förordning försvann kravet på eviga skydds- eller fastighetsrättsliga avtal.⁹⁷ I sina kommentarer till ändringar menade myndigheterna att stor diskretion var nödvändig på detta område, bland annat för att vissa delstater inte tillåter fastighetsrättsliga avtal som gäller för evigt.⁹⁸

3.3 Andra EU länder

Det finns kompensationspoolsystem i andra EU-länder förutom Tyskland. Dessa är generellt sätt nyare och inte lika utvecklade som systemen i Tyskland och USA. Däremot finns det några kompletterande eller alternativa upplägg att lyfta fram.

Frankrike

I Frankrike utgör ett tillstånd med villkor om kompensation ett rättsligt bindande avtal mellan staten och exploatören. Det finns inget utarbetat system för utvärdering eller förvaltning av kompensationspoolen och det juridiska ansvaret för kompensation ligger på utvecklaren och kan inte överföras till kompensationspoolen.⁹⁹ Utmärkande för det franska systemet är att kompensationsavtal kan tecknas som längst 30 år och

efter det måste området överlämnas till naturvårdsmyndigheterna, för att erhålla permanent skydd, eller till en icke-statlig organisation för långsiktigt förvalterskap.¹⁰⁰ De franska regleringarna är relativt nya och betecknas i litteraturen som i ett pilotskede.¹⁰¹ De dras hittills med problem med att nå målet om ingen nettoförlust av biodiversitet.¹⁰²

Spanien

I Spanien återfinns kompensationspoolsreglerna i lagen om miljökonsekvensbedömningar.¹⁰³ Det är en national lag som implementerades av regionerna 2014 (Spanien har självstyrande regioner). I lagen används begreppet 'bevarandekrediter' och krediterna kan användas som kompensationsåtgärder för att balansera förluster av ett naturvärde med samma eller ett liknande värde, på samma eller en annan plats.¹⁰⁴ Den spanska lagstiftningen knyter kompensationspooler och 'bevarandekrediter' till genomförandet av en MKB, för både projekt och planer/program.¹⁰⁵ För att etablera en pool krävs tillstånd från myndigheten för jordbruk, livsmedel och miljö samt de autonoma regionerna. I tillståndsbeslutet ska markägare registreras tillsammans med antalet 'bevarandekrediter' som poolen omfattar samt tekniska kriterier för poolens förvaltning och upprätthållande. Markägare som omfattas av poolen måste på lång sikt bevara naturvärden som finns och skapas. Kompensationspoolerna ska registreras i fastighetsregistret. Myndig-

⁹⁵ 33 CFR 332.5(b), 40 CFR 230.95(b). Se även Colleen E Bronner m.fl., 'An Assessment of US Stream Compensatory Mitigation Policy: Necessary Changes to Protect Ecosystem Functions and Services' (2013) 49 JAWRA Journal of the American Water Resources Association 449.

⁹⁶ Final Mitigation Rule § 332.7 Management (a).

⁹⁷ Bronner m.fl. (n 96).

⁹⁸ Se kommentaren till 33 CFR 332.7 och 40 CFR 230.97 Management (a).

⁹⁹ OECD (n 17) 43.

¹⁰⁰ Wende m.fl. (n 1) 116.

¹⁰¹ Ibid. 109; Froger, Ménard och Méral (n 17).

¹⁰² Lucie Bezombes, Christian Kerbiriou och Thomas Spiegelberger, 'Do Biodiversity Offsets Achieve No Net Loss? An Evaluation of Offsets in a French Department' (2019) 231 Biological conservation 24.

¹⁰³ Ley21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación Ambiental. Se också: Sara Maestre-Andrés m.fl., 'Habitat Banking at a Standstill: The Case of Spain' (2020) 109 Environmental Science & Policy 54.

¹⁰⁴ Wende m.fl. (n 1) 174–175.

¹⁰⁵ Ibid. 183.

heterna har sanktionsmöjligheter för brott mot kompensationspoolsreglerna.¹⁰⁶

Även om de grundläggande funktionerna för att etablera kompensationspooler definieras i lagstiftningen krävs följdlagstiftning för att verksamheten ska kunna initieras och utvecklas och detta har inte ägt rum. Anledningen till detta är oenigheter kring flertalet viktiga frågor såsom: vad menas med "ingen nettoförlust av biologisk mångfald", vilka marknadsprinciper ska ligga till grund för kompensationspooler, hur säkerställs att kompensationsåtgärderna är ekologiskt effektiva, vilka parametrar ska nyttjas för att mäta ekologiska och biologiska värden samt vad blir konsekvenserna för naturen (kommer det leda till en kommodifiering).¹⁰⁷

Precis som övriga regioner har Katalonien valt att inte utveckla kompensationspooler på grund av dessa svåra frågor och istället fokuserat på att stärka genomförandet av skadelindringshierarkin och främja utvecklingen av kompenserande åtgärder generellt.¹⁰⁸

4. Kompensationspooler i Sverige?

I Sverige saknas rättsliga förutsättningar att tillståndspröva kompensationspooler och det finns ingen utpekad tillsynsmyndighet. Organisatoriska regler som finns i andra länder omfattar bland annat poolens organisation/förvaltning, ansvarsförhållandet mellan poolen och exploatör, markägare etc., dokumentationskrav, krav på åtgärdsutvärdering och tillsynsstruktur. För att ekologiska kompensationspooler ska kunna utgöra ett viktigt bidrag till att stoppa nettoförluster av biologisk mångfald i Sverige behövs det med stor sannolikhet en tydlig myndighetsstruktur för godkännande och tillsyn samt regler

för hur verksamheten ska kunna användas i tillstånds- och planprocesser.

Ovan beskriva rättssystem ger referenser för hur tillstånd för och tillsynen av pooler skulle kunna utformas. För att systemen ska kunna nyttjas som referens behöver det ske en anpassning till den svenska kontexten som skiljer sig från bland annat de federala rättssystem som finns i Tyskland och USA. En svensk kompensationspoolsförordning skulle behöva anpassas till viktiga delar av den svenska förvaltningsstrukturen såsom det kommunala planmonopolet och miljöbalkens tillstånds- och tillsynssystem.

Det finns olika typer av organisationsformer som skulle kunna nyttjas för svenska kompensationspooler såsom stiftelser, kommunala aktiebolag, ekonomiska föreningar, handelsbolag och ideella föreningar. Ingen av organisationsformerna kräver ett miljötillstånd eller anmälan enligt miljöbalken utan exempelvis krävs för en stiftelse registrering hos länsstyrelsen. Utredningen diskuterade olika organisationsformer och ansåg att en kompensationspool skulle vara en egen juridisk person där både kommunen och länsstyrelsen skulle kunna delta på olika sätt.¹⁰⁹ Vid en kommunal kompensationspool ansåg utredningen att den kunde organiseras som ett kommunalt bolag eller vid en sammanlutning mellan kommun och andra markägare som en stiftelse.¹¹⁰ Vid en extern förvaltare ansåg utredningen att kommuner inom poolens område själva skulle kunna bidra med kommunal mark.¹¹¹ Utredningen beskriver på så sätt tre varianter av kompensationspooler – kommunala pooler, externa/privata pooler med kommunal mark och externa/privata pooler. I pooler med privata inslag skulle också statliga bolag såsom Sveaskog och Vattenfall kunna upplåta mark för

¹⁰⁶ Ibid. 184.

¹⁰⁷ Maestre-Andrés m.fl. (n 104).

¹⁰⁸ Ibid.

¹⁰⁹ SOU 2017:34 (n 1) 151.

¹¹⁰ Ibid.

¹¹¹ Ibid. 306–307.

skogs- och vattenrelaterad kompensation. Om poolerna skulle behöva uppfylla särskilda kriterier för att få verka var utredningen inte så tydlig om.¹¹² I det tyska och amerikanska systemet finns det tydliga kriterier, vilka i litteraturen beskrivs som nödvändiga för bland annat funktionalitet, måluppfyllelse och legitimitet.¹¹³

4.1 Tillståndskriterier

Utredningen pekar ut Tyskland som idealreferens men även den amerikanska federala lagstiftningen är en bra referens avseende tillståndsförfarandet med sina tillståndskriterier. Systematiken i USA skiljer sig från den tyska där det i huvudsak är på delstatsnivå som tillståndskriterierna utvecklas.

I litteraturen finns det ett flertal försök att definiera nödvändiga kriterier för kompensationspooler, bland annat att det är viktigt att integrera kompensationsystemet i planläggningsarbetet¹¹⁴, att det finns en viss flexibilitet i det rättsliga regelverket avseende metoder och mål för kompensationen¹¹⁵, att det finns stringenta mål kring att kontinuerligt visa och upprätthålla statusen för kompensationen, att ha en effektiv kontroll av kompensationsverksamheterna,¹¹⁶ att det finns metoder för att lösa tvister, kontraktsbrott och bristande efterlevnad av villkor/avtal,¹¹⁷ samt att kompensationsområdena anpassas till allemansrättens rekreativmål som

finns i Sverige och Finland^{118, 119}. Med utgångspunkt i de tyska och amerikanska systemen finns det ett antal kriterier som kompensationspoolen ska uppfylla för att få verka. Slås dessa kriterier ihop ger det en bild av vilka krav som en verksamhetsutövare i dessa två rättsordningar måste beskriva i sin ansökan om att upprätta en ekologisk kompensationspool:

- Målet med poolen och hur målet ska uppnås.
- Poolens lokalisering och särskilt varför platsen utgör lämplig kompensationsmark. Relevanta faktorer att beakta är platsens konnektivitet till skyddade områden, våtmarker eller andra områden med hög biodiversitet, samt storleken och områdets koherens (30 hektar kan vara en minimireferens). Om jordbruksmark ingår – särskilt motivera detta.
- Kompensationsområdets ekologiska egenskaper såsom historiska och befintliga växt- samt djursamhällen, skyddade arter, hydrologi, markförhållanden etc.
- Markägarstrukturen i området och hur ett långsiktigt skydd/förvaltning säkerställs.
- Förvaltningen av områdets ekologiska funktioner.
- Verksamhetens egenkontroll.
- Verksamhetens avveckling och hur/om värdena som skapats skyddas över tid.

Flera av de kriterier som krävs i dessa två länder är snarlika vissa av de krav som ställs i samband med att en specifik miljöbedömning enligt svensk rätt genomförs. Bland annat stämmer lokaliseringsmotiveringen överens med 12 § miljöbedömningsförordningen. Skulle miljöbedömningsreglerna också omfatta kompensations-

¹¹² Ibid. 149.

¹¹³ Grimm och Köppel (n 16).

¹¹⁴ Enetjärn m.fl. (n 15).

¹¹⁵ Enetjärn Natur (n 73).

¹¹⁶ Reese (n 75).

¹¹⁷ GHK Consultancy (n 17); Cascase Consulting (with Eftec), 'Assessing the Potential for Payment for Ecosystem Market Mechanisms (Welsh Government, 2014), s. 76.

¹¹⁸ Eeva Primmer m.fl., 'Institutions for Governing Biodiversity Offsetting: An Analysis of Rights and Responsibilities' (2019) 81 Land Use Policy 776.

¹¹⁹ Se också: Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 'Guidance Notes to the Standard on Biodiversity Offsets' (2012).

pooler skulle det krävas att verksamhetsutövaren vid sin motivering också beskrev relevanta planer såsom översiktsplaner, detaljplaner, områdesbestämmelser och regionala handlingsplaner för grön infrastruktur, precis som krävs vid tillståndsgivning av pooler hos tyska delstater.

En fråga som utredningen inte kom fram till var frågan om tidsspannet för en kompensation och då framförallt hur värden som skapats ska bevaras på lång sikt. I det nordamerikanska systemet finns det exempel på att ambitionen är att skydda området för evigt men det är oklart om så faktiskt sker, samtidigt som vissa delstater inte tillåter den typen av avtal.¹²⁰ Utredningen noterar att terminologin kring tid i svensk rätt avseende obegränsad tid eller en evighet ofta avser 50–75 år.¹²¹ Utredningen menar att detta beror på användandet av en positiv diskonteringsränta i modellerna och juridiska svårigheter att säkerställa förvaltningen av åtgärden/området över längre tid.¹²² Samtidigt noterar utredningen att det finns internationella exempel på att krav ställs över längre tid än 50–75 år baserat på att det sker fondering av medel för förvaltning och att det går att skriva avtal, motsvarande naturvårdsavtal i svensk rätt, utan tidsbegränsningar.¹²³ I Frankrike tecknas kompensationsavtalen om ca 30 år och efter det kan området överlämnas till naturvårdsmyndigheter eller en icke-statlig organisation för att erhålla permanent skydd eller långsiktigt förvalterskap. Här finns det en begränsning i svensk rätt i och med att ideella organisationer inte kan teckna naturvårdsavtal

eller bilda naturreservat.¹²⁴ Även de olika avtalsmöjligheter som finns i svensk rätt, med naturvårdsavtal eller nyttjanderättsavtal har sina begränsningar och kan tecknas på 50 år utanför detaljplanelagt område och 25 år inom ett sådant område.¹²⁵ Om poolen är i kommunal regi har kommunen möjlighet (kompetens) att upprätta naturvårdsavtal som skulle kunna nyttjas inom ramen för poolen.¹²⁶ Av alla ovan uppräknade kriterier kan just frågan om tidsspannet för en kompensationspoolverksamhet vara en av det viktigaste. Det finns flera anledningar till det, en är att det finns stora skillnader i restaureringstid mellan olika typer av habitat.¹²⁷ I den tyska kontexten finns en utgångspunkt att de flesta kompensationer genomförts och uppnått sitt mål inom 25–30 år.¹²⁸ Om kompensationen tar mer än 30 år krävs det bland annat att området utökas med 25 %.¹²⁹

4.2 Tillståndsmyndighet

I de länder som beskrivits är det en eller flera myndigheter, såsom delstatens miljödepartement eller mer specialiserade myndigheter motsvarande Naturvårdsverket eller Havs- och vattenmyndigheten, som agerar tillstånds- och tillsynsmyndighet.¹³⁰ Även i det marknadsliberala systemet i USA finns det en myndighetsstruktur som prövar och genomför tillsyn av kompensationspoolerna. Avseende genomförandet av kompensationsåtgärder skiljer sig det amerikanska systemet från övriga system i och

¹²⁰ Se Henrik Josefsson, 'Biodiversity offsetting in perpetuity – A Swedish case study on the use of conservation easements for biodiversity protection' 2021 *Transnational Environmental Law* (accepterad).

¹²¹ SOU 2017:34 (n 1) 99–100.

¹²² Ibid.

¹²³ Ibid.

¹²⁴ Se 7 kap. 4 § MB och 7 kap. 3 § JB som båda tydliggör att det är kommuner och länsstyrelser/staten som får bilda naturreservat alternativt författa skriftliga överenskommelser om naturvård.

¹²⁵ 7 kap. 5 § JB.

¹²⁶ 7 kap. 3 § JB.

¹²⁷ Se Josefsson (n 121).

¹²⁸ Se § 12 och Bilaga 5 (B) BKompV.

¹²⁹ Ibid.

¹³⁰ Kerry ten Kate, Jo Treweek och Jon Ekstrom, 'The Use of Market-Based Instruments for Biodiversity Protection—The Case of Habitat Banking' 225.

med vetorätten för delstaterna, som kan liknas vid svenska kommuners vetorätt avseende vindkraftsutbyggnad.

Vid en miljöbalksprocess avseende anmälan, samråd, tillstånd och tillsyn för/av miljöfarlig verksamhet, vattenverksamhet eller andra verksamheter/åtgärder sker prövningen endast undantagsvis av regeringen eller exempelvis Naturvårdsverket. Prövningen sker istället vanligtvis hos kommuner, länsstyrelser, Skogsstyrelsen och mark- och miljödomstolarna. I och med att en kompensationspoolsverksamhet innebär förändrad markanvändning för området om exempelvis 30 hektar i max 50 år indikerar detta att verksamheten kommer att medföra en betydande miljöpåverkan på grund av sin omfattning, dess kumulativa miljöeffekter och beaktat användningen av mark, jord, vatten, och biologisk mångfald som kommer att ske.¹³¹ Därmed behöver verksamheten miljöbedömas. Med tanke på hur långsiktig och ingripande verksamheten är finns det mycket som talar för att bland annat ett samråd med kommunen, länsstyrelsen, Skogsstyrelsen och närliggande markägare är ett måste för att verksamheten ska uppnå legitimitet. Sedan bör beslutet kunna överklagas. Underlaget för samrådet eller prövningen kommer sannolikt vara en miljökonsekvensbeskrivning som, förutom att innehålla alla de detaljer som följer med en sådan, visar hur verksamheten avser att förhålla sig till kriterierna som räknades upp ovan. I Spanien återfinns kompensationspoolsreglerna i lagen om miljökonsekvensbedömningar och att knyta kompensationspoolerna till påverkan från planer, åtgärder eller verksamheter som kräver en MKB verkar rimligt. En sådan svensk ordning skulle medföra att miljöprövningsdelegationen är första instans och mark- och miljööverdomstolen är sista.

4.3 Tillsynsorganisationen

I de olika rättssystem som beskrivits är det tydligt att myndigheter/företag ges ansvar för att poolerna ska fungera och erbjuda 'marknaden' kompensationsmöjligheter. Avseende kritiken som finns kring bristande måluppfyllelse verkar det vara grundläggande att det inarbetas krav i rättssystemet om utvärdering av åtgärder och att det skapas en tillsynsorganisation som fristående kan granska kompensationspoolens alla delar.

Precis som för andra verksamheter som påverkar miljön skulle krav på egenkontroll och årliga rapporter till en utpekad tillsynsmyndighet ge grundmaterial för tillsyn och uppföljning. I och med att mark- och miljödomstolarna tidvis delegerar det konkreta genomförandet av kompensationsvillkor till tillsynsmyndigheten¹³², vilket som regel är länsstyrelsen, vore ett tudelat tillsynsansvar för både kompensationspoolen och kompensationsvillkoret en rimlig väg för att utveckla tillsynsorganisationen för ekologisk kompensation som helhet.

Även om det finns stora skillnader mellan den svenska rättskontexten och beskrivna länders system finns det mycket att inspireras av. Godkännandeprocessen för kompensationsplaner som finns i USA utgör ett bra exempel på hur organiseringen av kompensationspooler skulle kunna fungera. Standardiseringen som nyligen ägt rum i Tyskland pekar på hur många svåra värderingsfrågor kan lösas genom lagstiftning istället för hos exempelvis domstolarna eller tillsynsmyndigheterna.

4.4 Olika typer av kompensationspooler – kommunal och/eller extern

Utredningen beskriver alltså tre varianter av kompensationspooler för svensk kontext – kommunala pooler, externa/privata pooler med kom-

¹³¹ 11 § miljöbedömningsförordningen.

¹³² Se Josefsson (n 121).

munal mark och externa/privata pooler. Vad gäller externa pooler har statliga Sveaskog redan påbörjat ett sådant arbete.¹³³ I de tyska och amerikanska systemen finns det exempel på att även myndigheter, motsvarande Trafikverket, Svenska kraftnät, etc., skapar kompensationspooler i och med att de återkommande har behov av kompensationsmark. Att tillåta att kompensationspooler drivs av myndigheter, som återkommande tar mark i anspråk, kan verka tveksamt om avsikten är att skapa en öppen marknad. Samtidigt visar forskningen att kompensationspoolssystem allt som oftast inte är öppna marknader utan reglerade marknader, och i en sådan kontext skulle det inte vara otänkbart att även myndigheter såsom Trafikverket skapar kompensationspooler. Lösningen är jämförbar med den stiftelselösning som Banverket etablerade i samarbete med Naturvårdsverket kring kompensationsområdena för Natura 2000 vid Umeå älvens delta i samband med Botniabanan.¹³⁴ En myndighets kompensationspool skulle i de flesta fall falla i kategorin extern pool i och med att den skulle behöva integreras externa markägare i poolen.

I en extern pool som är privat, näringslivs- eller myndighetsinitierad skulle den kunna drivas som en stiftelse eller som ett bolag. I den här kategorin skulle det ingå exempelvis pooler bestående av sammanslutningar av markägare, markägande aktiebolag eller statliga aktiebolag. Inom den skogliga sektorn är det framförallt dessa tre aktörer som är relevanta i och med att den svenska markägarstrukturen är så beskaffad att majoriteten av skogsmarken ägs av en-

skilda ägare (48 %), privatägda aktiebolag (24 %) och statsägda aktiebolag (13 %).¹³⁵ I och med att Sverige täcks av 69 % skog, 8 % jordbruksmark, 8 % naturligt gräsbevuxen mark, 7 % myrar och våtmarker, 5 % berg i dagen/övrig mark och 3 % bebyggd mark kommer skogsmarken vara en viktig miljö för kompensationsåtgärder eftersom den dominerar Sveriges yta.¹³⁶ Avseende den näst största marktypen, jordbruksmark, är det enskilda ägandet dominerande med 91,4 %.¹³⁷

Med tanke på markägarstrukturen i Sverige är det sannolikt att enskilda markägare kommer att utgöra en viktig aktör för att mer storskaligt kunna tillhandhålla kompensationsmark över stora delar av Sverige. Om distansen mellan skadan och kompensationsområdet begränsas och en viss hektar krävs, såsom i Tyskland, kommer enskilda markägare att bli en ännu viktigare aktör i och med att större sammanhängande områden av bolagsskog inte kommer att gå att nyttja överallt.

En kompensationspoolverksamhet som utredningen diskuterade var kommunala kompensationspooler. Kommunal verksamhet lever under särskilda regler som gäller oavsett om poolen organiseras av kommuner, med eller utan kommunal mark, eller av en extern verksamhetsutövare som omfattar kommunala markområden. Anledningen till att dessa måste särskiljas från övriga pooler är att kommunal verksamhet måste förhålla sig till verksamhetsregler i framförallt kommunallagen (KL) där det kommunala handlingsutrymmet begränsas.

Kommunal verksamhet ska som utgångspunkt lokaliseras inom kommunens gränser och begränsningen brukar betecknas som

¹³³ Se bland annat: <https://www.sveaskog.se/press-och-nyheter/nyheter-och-pressmeddelanden/2017/sveaskog-och-boliden-genomfor-affar-kring-ekologisk-kompensation/> (2021-02-11).

¹³⁴ Se Naturvårdsverket rapport 6818, 'Kompensationen för Botniabanan intrång i Umeälvens delta och slätter', (2018) s. 65–68.

¹³⁵ Skogsstyrelsen rapport 2018/12. 'Statistik om skogsägande 2017' (2018).

¹³⁶ SCB, Statistiska centralbyrån. 'Markanvändningen i Sverige'. Sjunde utgåvan. (2019).

¹³⁷ Ibid.

'lokaliseringsprincipen'.¹³⁸ Även om detta är utgångspunkten får kommunen delta i aktiviteter som sker utanför kommunens gränser om det är till nytta eller anknyter till kommunens egna medborgare. Om så sker ska det finnas ett allmänt intresse inom kommunen som aktiviteten svarar på. Ett allmänt intresse behöver inte medföra att alla medborgare i kommunen upplever aktiviteten som nyttig utan kommunen kan fokusera på vissa frågor om det finns sakliga skäl för det.¹³⁹ Om exempelvis invånarna i en kommun nyttjar ett rekreationsområde i grannkommunen skulle upplåtandet av mark för exploatering inom kommunen kunna kompenseras genom investeringar i rekreationsområdet. I den amerikanska litteraturen har problem kring distansen mellan kompensationen och exploateringen lyfts fram som en svår etisk fråga och att exploatera invånares närmiljö i en del av en stat och sedan kompensera detta många mil därifrån har kritiserats.¹⁴⁰

En form av kommunal organisation som kan vara intressant för framtida kompensationspooler är kommunalförbund. Kommunalförbundet är en fristående juridisk person som kommuner kan lämna över skötseln av vissa kommunala angelägenheter till.¹⁴¹ Det är inte närmare specificerat vad för angelägenheter som får lämnas över utan kravet är att uppgiften faller inom kommunens kompetens. Det medför att det inte finns någon klar avgränsning för vilka kommunala angelägenheter som får/inte får överlämnas till kommunalförbundet. Efter överlämnandet är förbundet huvudman för de frågor som medlemmarna flyttat över och kommunerna har inte längre kvar kompetensen. När kommuner samverkar med varandra i kommunalförbund utsträcks lokaliseringsprincipen för

verksamhetsområdet till att omfatta de samverkande kommunernas totala yta.¹⁴²

I 9 kap. 37 § KL ges kommuner stora möjligheter att ingå avtal kring sina uppgifter och kan flytta dessa till en annan kommun. Avtalsamverkan kan exempelvis avse utredning och beslutsfattande i olika ärenden som innefattar myndighetsutövning, även under speciallagstiftning.¹⁴³ I 10 kap. KL finns bland annat möjlighet att upprätta kommunala bolag, stiftelser och lämna över skötsel av kommunal angelägenhet genom avtal till en privat utförare.¹⁴⁴ För kommunala bolag gäller lokaliseringsprincipen och de kan inte själva med stöd av 9 kap. 37 § KL ingå avtal om avtalsamverkan med andra kommuner eller landsting. Det finns likheter mellan avtalsgrundad samverkan mellan kommuner och ett kommunalförbund så till vida att båda tillvägagångssätten utökar den geografiska ytan som en kommunal kompensationspool skulle kunna agera inom.¹⁴⁵

En begränsning för eventuella kommunala kompensationspooler är att de som utgångspunkt inte får bedriva näringsverksamhet med syfte att göra vinst, utan avsikten med verksamheten ska vara att tillhandahålla allmännyttiga anläggningar eller tjänster åt medborgarna i kommunen (självkostnadsprincipen).¹⁴⁶ Även här finns det undantag och bland annat i 57 § lagen om allmänna vattentjänster ges kommuner möjlighet att sköta driften av va-anläggningar på affärsmässiga grunder, även i andra kommuner. Om det krävs undantag från självkostnadsprincipen för etablering av kommunala kompensationspooler är inte självklart utan kommunen kan istället upprätta en pool för att säkerställa

¹³⁸ 2 kap. 1 § KL.

¹³⁹ 2 kap. 2 § KL.

¹⁴⁰ Ruhl och Salzman (n 86).

¹⁴¹ Se även 9 kap. 1–2 §§ KL och 3 kap. 8 § KL.

¹⁴² Prop. 2008/09:21 Kommunala kompetensfrågor m.m. s. 21–22.

¹⁴³ Prop. 2017/2018:151 s. 27–28.

¹⁴⁴ Se bland annat 10 kap. 1–10 §§ KL.

¹⁴⁵ 9 kap. 37 § KL.

¹⁴⁶ 2 kap. 7 § KL.

att de själva inte bidrar till nettoförlusten av biodiversitet.

Om förlusten av biologisk mångfald inom en kommun är en allmän angelägenhet och faller inom den kommunala kompetensen finns det alltså ett antal olika lösningar för hur kommunerna kan agera för att skapa en kompensationspool. Kommunen kan skapa ett bolag, en stiftelse, överlåta frågan till ett kommunförbund eller skriva ett avtal med andra kommuner och sedan bilda en gemensam kompensationspool. Vad som är den bästa lösningen beror på många aspekter men en relevant fråga är om förlusten också ska ses som en social rättvisefråga och i så fall kan det ifrågasättas om kompensationsåtgärder bör genomföras utanför kommungränsen som utgångspunkt.¹⁴⁷ Möjliga undantag skulle kunna vara exploateringar som sker nära kommungränsen och för dessa situationer är det möjligt att det behövs riktlinjer eller regler kring avståndet mellan ett kompensationsområde och skadan. Tyskland är exempelvis uppdelat i ett antal naturområden som kompensationsprojektet för biotopområden måste förhålla sig till.¹⁴⁸ Om det inte etableras riktlinjer kring avstånd skulle det möjliggöra att exempelvis Kommunalförbundet Skåne skulle kunna driva en kompensationspool med kompensationsområden i Osby kommun och där kompensera för förluster i Trelleborgs kommun i och med att båda är medlemmar i samma kommunalförbund (Osby ligger i norra Skåne och Trelleborg i södra).

5. Slutsatser

Utredningen om ekologisk kompensation såg kompensationspooler som ett sätt att försöka hantera de svårigheter som kringgärdar instrumentet, bland annat bristande tillgång till lämplig kompensationsmark. Skulle utredningens

författningsförslag genomföras och ekologisk kompensation bli ett vanligare inslag vid planläggning och tillståndprocesser är det möjligt att svårigheterna skulle bli ännu större. För att testa kompensationspoolsidén föreslår utredningen en försöksverksamhet. Utifrån andra rättssystem, litteratur på området och artikelns analyser av svensk rätt går det inte att förespråka en konkret försöksverksamhet utan att först utarbeta grundläggande element, såsom tillståndskriterier, innan en verksamhet kan påbörjas. Det är noterbart att både i Tyskland och USA efterfrågas/utvecklas ytterligare regleringar för att säkerställa att kompensationsåtgärder bland annat gagnar mänskliga och biologiska värden.

Det finns tidvis en övertro att marknaden ska lösa frågan om kompensationspooler och det är tydligt att av de system som finns världen över är det endast undantagsvis som marknaden själv utvecklat systemet.¹⁴⁹ Istället har de system som haft detta som utgångspunkt rört sig mot mer och mer regleringar för att hantera marknadens och olika offentliga aktörers misslyckanden att nå uppsatta mål om ingen nettoförlust av biologisk mångfald. Detta går tydligt att se i den nordamerikanska utvecklingen och utvärderingar av det tyska systemet pekar också åt det hållet. Givet de referenser som finns i andra länder bör ett eventuellt svenskt kompensationsväsende sättas i en större kontext och indikera en högre ambition kring skydd och återställande av den biologiska mångfalden.¹⁵⁰

Något som saknas i utredningen och i den allmänna diskussionen om ekologisk kompensation är hur den här typen av åtgärder och verksamheter ska fungera i relation till hur

¹⁴⁹ Koh, Hahn och Boonstra (n 37).

¹⁵⁰ Exempelvis miljömålet ett rikt växt och djurliv hade 2020 en negativ utveckling. Se Naturvårdsverkets rapport 6919. 'Miljömålen – Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2020 – Med fokus på statliga insatser' (2020) s. 395.

¹⁴⁷ Se kritiken kring detta i USA Ruhl och Salzman (n 86).

¹⁴⁸ § 8 (1), 9 (4) och bilaga 4 BKompV.

äganderätten ser ut i Sverige och vilka typer av avtal (som arrende, servitut, naturvårdsavtal etc.) som ska nyttjas och hur länge avtalen ska gälla. Detta är ett snårigt område kantat av både traditionstyngda regler och känslor som med varsamhet bör utredas ytterligare. Att förutsätta att markägare ska anpassa sig och utifrån ekonomiska incitament upplåta sin mark för kompensationspooler överensstämmer inte med nordiska erfarenheter från tidigare försök att innovativt utveckla naturskyddet i vardagslandskapet.¹⁵¹ Naiva försök att skydda och återställa den biologiska mångfalden är inte vad som behövs i tider då listan av hotade arter även i Sverige expanderar.

Med grund i litteraturen och i huvudsak de tyska och amerikanska rättssystemen har jag diskuterat viktiga delar som en framtida kompensationspoolsreglering skulle kunna innehålla. Diskussionen leder fram till en tillståndsprocess som exempelvis för en stiftelse medför registrering (av stiftelsen) hos länsstyrelsen, en kompensationspoolsansökan till en utpekad tillståndsmyndighet (förslagsvis Miljöprövningsdelegationen) som prövar poolen emot ett antal kriterier, och för kompensationsåtgärder som inte prövas vid anmälan krävs sedan exempelvis ett 12:6-samråd eller en anmälan om vattenverksamhet. Länsstyrelsen är sedermera tillsynsmyndighet och ansvarar för uppföljning.

Kriterierna som poolen behöver beskriva i sin ansökan omfattar bland annat en motivering av lokalisering, en beskrivning av områdets ekologiska egenskaper, markägarstrukturen i området och hur ett långsiktigt skydd/förvaltning

ska säkerställas. Den rättsliga regleringen skulle kunna utformas med inspiration från både USA och Tyskland, exempelvis skulle den svenska lagstiftaren kunna formulera regler som ger basstrukturen för kompensationsverksamheten (som i Tyskland och USA) och överlämna frågan om mer detaljerad reglering till Naturvårdsverket som bemyndigas att utforma bindande föreskrifter (exempelvis kan de amerikanska reglerna som återfinns i "Final Mitigation Rule", se exempelvis CFR § 230.98, utgöra referens tillsammans med BKompV).

Vid en eventuell kompensationspoolsreglering vore det värdefullt om lagstiftaren tydligt motiverar syftet med verksamheten. Om syftet är att säkerställa att inga nettoförluster av biologisk mångfald uppstår måste frågan om tidshorisont beaktas. I dagsläget saknas det möjligheter att genom exempelvis ett naturvårdsavtal skydda ett område längre än 50 år. Är det en rimlig tidshorisont? Lagstiftaren har tidigare motiverat att längre avtalstider riskerar att få negativa samhällsekonomiska konsekvenser.¹⁵²

Det är också värt att reflektera över vad ett införande av ekologiska kompensationspooler för med sig avseende vår syn på naturen. Frågan rör en etisk dimension och vår relation till naturen, miljön, ekosystem, arter och helt unika individer. Det finns en risk att själva begreppsbyggnaden kring "kompensation", som ett sätt att eftersträva likvärdighet mellan ett förlorat område och ett annat, indikerar att vi kan ersätta alla delar av den biologiska mångfalden och återskapa det som går förlorat vid en exploatering. Så är inte fallet. Med exempelvis restaureringsåtgärder skapas andra liknande värden men full ersättningsbarhet kan inte uppnås – det

¹⁵¹ Primmer m.fl. (n 108) I Sverige kan kometprogramets bristande måluppfyllelse och höga administrativa kostnader, jämfört med ordinarie naturvård, utgöra ett varnande exempel. Se Naturvårdsverket rapport 6621, "Kometprogrammet 2010–2014, Slutredovisning av regeringsuppdrag om att påbörja ett samverkansprogram med markägare med kompletterande metoder för skydd av natur" (2014).

¹⁵² Avvägningen om 50 år baseras på en samhällsekonomisk analys och en vilja från lagstiftaren att 'skydda' markägaren. Se Lagberedningens förslag till jordabalk I, Förslag till lag om nyttjanderätt till fast egendom m.m., Stockholm 1905 s. 69.

går så att säga inte att rädda natur som exploateras med natur på en annan plats. Det har aldrig varit lätt att försvara naturens olika värden och det kommer inte bli lättare med kompensationspooler, men förhoppningsvis kan de bidra till att

minska nettoförluster av biologisk mångfald. Jag har ovan redogjort för några aspekter som med fördel kan beaktas och reflekteras över innan även Sverige utvecklar sin reglering om ekologisk kompensation.

**International law issues of chemical weapons
dumped in the Baltic Sea after WW II**
**An examination of the respective roles of applicable legal
regimes, competent institutions and the precautionary
principle for arguing for necessary measures to be taken
including remediation to be considered***

*Hans Henri Karu***

Abstract

The ever-growing prevalence of the precautionary principle and awareness of the vulnerability of human beings and of the environment gives rise to stronger arguments for protecting and preserving the environment. In this article, the author argues, that an environmental problem emanating from the mid-1940s, that was legal at the time and even considered to be best practice, namely the dumping of chemical weapons in the Baltic Sea after WW2, needs to be re-evaluated in the face of the progress of the recent decades. As the problem constitutes significant pollution and includes risks of serious harm and damage not only to the marine environment, but also to humans and our many legitimate uses of the sea, then more needs to be done by exercising abundant caution. Especially, as there are many scientific uncertainties not only regarding the exact locations and fate of the chemical weapons in the Baltic Sea, but also how it affects the whole ecosystem. By looking at the respective roles of applicable legal regimes, competent institutions and the precautionary principle for argu-

ing for necessary measures to be taken including remediation to be considered, it will be shown, that the logic behind the original conduct of dumping, that is “out of sight, out of mind” does not pass anymore.

Introduction

The harmfulness of chemical warfare agents (CWA) and the suffering that their use has brought cannot be overstated. This is evidenced by the international community’s success in eliminating this entire category of weapons, from their development and production to their use, by concluding the Chemical Weapons Convention (CWC) and through its implementing body, the Organisation for the Prohibition of Chemical Weapons (OPCW). Even though the CWC has 193 Member States and the OPCW has made great progress by verifiably destroying 96% of the chemical weapons stockpiles declared by possessor States, the problem of sea-dumped chemical weapons after WW2 will remain haunting both the current generations and generations to come. Especially if necessary measures are not continued to be taken and further ones considered, including remediation, given the plethora of risks and uncertainties that arise from the problem. For these purposes, ‘Chemical warfare

* A shortened version of a Master’s Thesis of the same name. Research done for the Master’s Program in Public International Law at Utrecht University and supervised by Prof. Fred Soons.

** Utrecht University – LLM Public International Law (Environment and Law of the Sea track), University of Abertay Dundee – LLB(Hons) Law.

agents represent environmental legacy contaminants as production and subsequent dumping of CWA typically occurred decades ago.¹ It is essential to note, that the CWC does not cover the chemical weapons dumped at sea before 1 January 1985.² As well as that dumping chemical weapons in the Baltic Sea in the mid-1940s was legal at the time, even considered to be best practice and that the original conduct preceded any legal regime under which it became highly regulated or illegal. For example under UNCLOS or with the wide-range ban on dumping of hazardous waste at sea stipulated under the 1974 Oslo Convention for the Prevention of Marine Pollution by Dumping from Ships and Aircraft³ and the overarching ban in place in the 1996 Protocol to the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter. This is why it is important to analyse the current conduct and the law applicable to this problem, with a specific focus on applicable legal regimes and competent institutions.

Therefore the research question is, that through which applicable legal regimes and competent institutions has the problem of dumped CWAs in the Baltic Sea after WW2 been tackled and on what basis, including the application of the precautionary principle, can a responsibility to take necessary measures, as well as to consider remediation, be established and what are the respective roles and considerations in this regard? In Chapter One the background information and facts will be stated, including what happened and what is the significance and extent of the problem and associated risks.

Chapter Two will involve looking at the competent institutions and applicable legal regimes, to which extent do they address the issue and what has been done and is being done. Chapter Three puts forward the role of precautionary approach and its constituent elements, as found in relevant documents and cases, including an analysis on how does it apply to the issue and how can it be instrumentalized for arguing for responsibility to take necessary measures and consider remediation as an alternative course of action. In Chapter Four the aforementioned findings will be synthesised, such as considerations on responsibility for current conduct, due diligence and arguments for required measures to be taken and remediation considered, what those exactly entail and what legal questions and problems arise, as well as suggestions for a way forward with a focus on competent institutions. The research methodology to be applied is doctrinal research, however in addition to analysing the law applicable to the problem, it will also involve a synergy between scientific findings and law, as this is necessary to show the gravity of the problem and strengthen the case for the application of precautionary principle and action to be taken on the basis of it.

1. Background information and facts connected to the problem

1.1 Generally on the history

Chemical weapons were produced in mass quantities during WW I and WW II. Chemical warfare agents were not used in European battles in WW II, despite Hitler's plans to use them, as the Allied warnings of retaliation prevented their use.⁴ Nonetheless, during WW II Germany

¹ Hans Sanderson and others, 'Environmental Hazards Of Sea-Dumped Chemical Weapons' (2010) 44 *Environmental Science & Technology*, p. 4389.

² Found in Art. III (2) and Art. IV (17) of the CWC.

³ Superseded by the 1992 Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR).

⁴ Geoffrey P. Glasby, 'Disposal of chemical weapons in the Baltic Sea' (1997) 267–273, Volume 206, *Science of The Total Environment*, p. 268.

produced approximately 65 000 tonnes, Britain produced almost 55 000 t and the Soviet Union also produced a large, unspecified amount of chemical warfare agents.⁵ At the end of the war around 296 000 t of chemical weapons were discovered in Germany by the Allies, this counts for all types of munitions and the varying weight of their casings.⁶ In fact, it is not possible to specify an accurate net weight of the warfare agents alone because the quantity of chemical warfare agents varies for the individual types of munitions, depending on their purpose; the figure accounted for both intact munitions with chemical warfare agents, as well as empty shells; also, the information about the composition of the various munitions cargoes is highly inadequate.⁷

The various methods undertaken to get rid of these weapons included destruction by incineration, burying in flooded mines, dumping at sea or transporting them abroad for study or stockpiling. However, it was decided that the bulk of the munitions should be disposed of by dumping at sea.⁸ Originally the idea was to dump these weapons in the Atlantic Ocean at a depth of 4000 m, 200 nm NE of the Faroes, however the dumping was not conducted in such a way, as for example the Soviet fleets did not even have special ships for this purpose and therefore dumped the material in the Baltic Sea.⁹ In addition to the Government of the U.S.S.R, the dumping of captured German chemical warfare agents at sea was done by decision of the Potsdam conference and included the other Allied military administrations, i.e. the USA and the

UK.¹⁰ When it comes to France, it is stated that they have not submitted any official reports on chemical warfare materials found in their occupation zone.¹¹ It should be noted that dumping ammunition and other military equipment at sea was common practice amongst States after WW II, both in Europe and worldwide.¹²

1.2 Dumping in the Baltic Sea and in close proximity in the Skagerrak

Even though considerable amounts of chemical weapons were dumped in the areas of the Atlantic Ocean, the Mediterranean Sea, the Black Sea, the North Sea, and the Baltic Sea, the focus of this research is on the last mentioned area. The verified quantities of chemical munitions that were dumped in the Baltic Sea are as follows, approximately 32 000 t in the Bornholm Basin (dumped 1945–1948, smaller amounts in 1959–1965), approximately 2 000 t in the Gotland Basin (dumped in 1947) and approximately 5 000 t in the Little Belt (dumped in 1945).¹³ The 34 000 t of chemical weapons (containing about 12 000 t of CWA) in the Bornholm Basin and Gotland Basin were dumped there in 1947 and 1948 on orders of the Soviet Military Administration in Germany (SMAD).¹⁴ Whilst a large part of the stocks found in the Soviet occupation zone were dumped there, the U.S. and British authorities

⁵ Ibid.

⁶ Ibid.

⁷ HELCOM, 'Report on chemical munitions dumped in the Baltic Sea' Report to the 16th Meeting of Helsinki Commission (1994) HELCOM CHEMU, 1994:43, p.9.

⁸ Cf. Glasby (n 4).

⁹ Ibid.

¹⁰ Nicole Höher and others, 'Toxic effects of chemical warfare agent mixtures on the mussel *Mytilus trossulus* in the Baltic Sea: A laboratory exposure study' (2019) 112–122, Volume 145, Marine Environmental Research, para. 1.

¹¹ HELCOM, 'Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea' Report of the ad hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (2013), HELCOM MUNI, Baltic Sea Environment Proceedings, p. 28.

¹² Cf. Nicole Höher and others (n 10).

¹³ Cf. HELCOM 1994 (n 7), p. 12. Dates updated from 2013 HELCOM Report.

¹⁴ Ibid., p. 9.

dumped chemical warfare materials in areas of the Skagerrak instead.¹⁵



Figure 1 showing various dumping grounds and transport routes with regards to chemical weapons in the Baltic Sea.¹⁶

Recent archive investigations as part of the 2013 HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission) Report re-confirms that a total of 40,000 tonnes of chemical warfare materials were dumped in the Baltic Sea, but that the amounts of chemical warfare agent mixtures contained in them was 15,000 tonnes, which is slightly more than estimated earlier in the 1994/1995 HELCOM Report.¹⁷ The 2013 HELCOM Report points out, that despite some clarifications, there remains uncertainty on the amounts and locations of dumped chemical warfare materials, as: 'Rarely is gapless and precise information available from official correspondence that must have accompanied the activities of trafficking chemical warfare materials over land, in harbours and at sea.'¹⁸ For example, there are also witness reports of addition-

al dumped chemical weapons, which have not been confirmed from other sources.¹⁹

In addition approximately 20,000 tonnes of chemical munitions were dumped by sinking 9 vessels west of Måseskär lighthouse in Skagerrak.²⁰ Whilst the dumping sites in Skagerrak are not at the heart of the Baltic Sea and hence will not be the primary focus of this research, it is still of importance, as it connects the North Sea and the Kattegat sea area, which in turn leads to the Baltic Sea. It is also of use for making a comparison between the Skagerrak and the Baltic Sea, when it comes to original conduct of the dumping and the availability of information. In Skagerrak the positions of the wrecks and information about ship loadings are relatively exact, whilst in the Baltic Sea it is held, that part of the chemical weapons were thrown overboard during transport to the dumpsites, considerably adding to the uncertainty regarding the exact scale and locations of the dumped CWAs.²¹ Adding to the aspect of the CWA being scattered throughout the Baltic Sea is the fact, that the materials in wooden crates did not stay contained within the planned 3 nautical mile radii, as they floated and drifted as far as the Swedish coast.²² As well as the fact, that: 'Navigation was by dead reckoning and was in error on days with poor visibility.'²³

1.3 Important characteristics of the Baltic Sea

There are numerous unique characteristics of the Baltic Sea, which make looking at this problem in connection with it interesting, but also speak towards the sensitivity of the Baltic Sea and seriousness of the problem. The Baltic Sea is relative-

¹⁵ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 28.

¹⁶ Ibid., Figure 14, p. 31.

¹⁷ Ibid., p. 85.

¹⁸ Ibid.

¹⁹ Cf. HELCOM 1994 (n 7), p. 11. See further on witness reports on p. 11–12.

²⁰ Ibid.

²¹ Cf. Höher and others (n 10).

²² Cf. Glasby (n 4), p. 269.

²³ Ibid.

ly shallow, with an average depth of 52 metres²⁴, which means that there is a high risk of interaction of CWAs with legitimate uses of the seas. Therefore, 'The impaired quality and utilization of the sea floor affects various sectors, such as fishing, mining of natural resources, installing of underwater pipes and cables, construction of off-shore facilities (e.g. wind power stations), maritime traffic and tourism.'²⁵

For example the experiences of the Nord Stream pipeline laying project between 2005 and 2011 substantiated the claim that chemical munitions pose a threat to developments even outside the limits of 'foul grounds' and munitions dumpsites marked on navigational charts.²⁶ Whether it be laying sea cables or pipelines or constructing offshore wind farms, 'The increasing amount of activity on the seafloor also increases the risk of coming into contact with chemical warfare agents.'²⁷ Furthermore, side scan sonar images from Gotland have revealed, that there are bottom trawling scars on the seabed, despite the prohibition of the fishing activities in the area.²⁸ This poses two problems, firstly, it could be responsible for dispersing munitions and contaminated sediments and secondly, it poses considerable risk for fisherman to come into contact with CWAs through by-catch.²⁹

The relative shallowness of the Baltic Sea means that taking further action is made possible or at least not completely unrealistic thanks to this factor. Other characteristics, sadly, do

not have such a positive side to them and speak more towards the seriousness of the problem. It is a semi-enclosed basin with less than 5% seawater exchange rate with the North Sea.³⁰ Due to the narrow connection to the North Sea and the limited water exchange, the Baltic Sea acts as a sink for chemicals of all kind, including CWAs.³¹ Furthermore, every decade or so there is a major storm that introduces in excess of 100 cubic kilometres of North Sea water into the Baltic within several days.³² During such events, the anoxic basins of the Baltic (including the Gotland and Bornholm Basins), which comprise 5% of the total area of the Baltic, are flushed and the sediment of the surrounding areas are extensively reworked, meaning that the toxic materials within these bottom waters would have been dispersed throughout the Baltic every decade or so.³³

To make matters worse, it should be noted, that the Baltic Sea is already subject to an existing environmental degradation linked with nutrient overload that caused reduction of dissolved oxygen and has resulted in a massive "dead zone".³⁴ By most recent accounts, this covers an area of 70,000 square kilometres (with the total area of the Baltic Sea being 377,000 square kilometres) — roughly the size of Ireland and the current stress on the sea is "unprecedented".³⁵ It is held to be 'extremely vulnerable to human induced pollution and disturbances.'³⁶ Further factors, that make the Baltic Sea a particularly fragile ecosystem are, that it's a relatively young sea

²⁴ Michał Czub and others, 'Deep Sea Habitats in the Chemical Warfare Dumping Areas of the Baltic Sea' (2018) 616–617 *Science of The Total Environment*, para. 1.

²⁵ Cf. Höher and others (n 10).

²⁶ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 74.

²⁷ Ibid.

²⁸ Jacek Beldowski and others, 'Chemical Munitions Search & Assessment—An evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea' (2016) 85–95, Volume 128, *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, para. 3.1.

²⁹ Ibid.

³⁰ Cf. Glasby (n 4), p. 269.

³¹ Cf. Höher and others (n 10).

³² Cf. Glasby (n 4), p. 269.

³³ Ibid., p. 269–270.

³⁴ Ibid., para. 1.1.

³⁵ Daniele Selby and Erica Sanchez, 'The Baltic Sea Now Has A Suffocating 'Dead Zone' The Size Of Ireland' (*Global Citizen*, 2019) <<https://www.globalcitizen.org/en/content/baltic-sea-dead-zone-low-oxygen-levels/>> accessed 14 February 2019.

³⁶ Oceana Report, 'Baltic: Conservation proposals for ecologically important areas in the Baltic Sea' (2011) p. 6.

‘...characterized with special biodiversity and simple systems where each species plays an important role in maintaining the structure and dynamics of the whole system.’³⁷ Also, that one species disappearing ‘may cause irreversible damage to the whole network because no other species may have the same ecological requirements to replace the vanished one.’³⁸

1.4 Overview of the types of warfare agents dumped and the risk to the marine environment

Before moving on to analysing the main associated risks from sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea in more detail, it is important to give an overview of the types of warfare agents dumped. In the largest dumping area of the Baltic Sea, the Bornholm Basin, these are held to be mustard gas, viscous mustard gas, Clark I, Clark II, Adamsite, chloroacetophenone and with less certainty also phosgene, nitrogen mustard, tabun.³⁹ ‘Their toxicity depends on their long-term stability and their hydrolysis characteristics in seawater.’⁴⁰ Mustard gas, chloroacetophenone phosgene, nitrogen mustard and tabun ‘break down in sea water at varying rates to less toxic, water soluble compounds and do not pose long-term threats to the marine environment.’⁴¹ The most problematic agents that persist in the marine environment for a long time can be split into two. Firstly, viscous mustard gas, which together with sand and mud particles from the seafloor forms lumps, further hindering the release of the mustard gas.⁴² Secondly, Clark I and

II and Adamsite which hydrolyze to form compounds that contain arsenic.⁴³

It is also important to note that the various munitions and containers containing CWAs are now in varying stages of decomposition. Whilst some have remained intact, others are leaking contents into the environment ‘...at a rate that cannot be estimated given present knowledge on the quality of material used to make them, posing a risk for the Baltic Sea ecosystem.’⁴⁴ In addition to the variability of the materials used for the storage of CWAs, there are numerous environmental conditions determining the corrosion process at the dumping sites, such as oxygen concentrations and salinity.⁴⁵ It has been estimated, that munitions in ‘...the Baltic Sea may be degraded in the period between five to hundreds of years.’⁴⁶ Therefore suggesting that we are at a critical timeframe to take further measures before all of the munitions rust through.

CWAs can cause both acute toxic effects, as well as chronic toxic effects, on this point a 1975 Stockholm International Peace Research Institute study stated that: ‘The hazards of chemical warfare agents are by no means adequately described simply by their acute effects.’⁴⁷ The first major risk arising from sea-dumped chemical weapons, that will be covered, is that relating to the threat to the marine environment. ‘Fish, marine mammals and sea birds may come into direct contact with the chemical warfare materials themselves (e.g., leaking munitions or lumps of chemical warfare agent) or via contaminated food.’⁴⁸ This will likely result in ‘chronic toxic

³⁷ Ibid.

³⁸ Ibid.

³⁹ Cf. HELCOM 1994 (n 7), p. 12.

⁴⁰ Cf. Glasby (n 4), p. 270.

⁴¹ Ibid.

⁴² Ibid.

⁴³ Ibid., p. 271.

⁴⁴ Cf. Beldowski and others (n 28), para. 1.

⁴⁵ Cf. Höher and others (n 10).

⁴⁶ Nico van Ham, ‘Investigations of risks connected to sea-dumped munitions’ (2004) NAIV, volume 44 – Tine Missiaen and Jean-Pierre Henriët (eds) As found in: Alexander Lott (n 220), p. 59.

⁴⁷ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 64.

⁴⁸ Ibid., p. 81.

effects which manifest as behavioural changes and superficial injuries'.⁴⁹ Mainly sediment active species (for example sole) and omnivorous fish (for example cod), are held to be potentially at risk, whereas more pelagic species would be at lower risk.⁵⁰

Primarily cod has been the subject of studies, as: 'There is a potentially significant overlap between the dump site, fertile fishing grounds and the breeding grounds of cod (*Gadus morhua*) east of Bornholm...'.⁵¹ Since cod is an economically and ecologically important fish species to the Baltic Sea, suggests, that it might be particularly at risk from dumped CWAs.⁵² Whilst studies on cod health parameters have revealed no major overall differences between CWA dumpsites and reference areas, some of the indicators measured in cod did show responses in dumpsites of chemical munitions (mainly east of Bornholm).⁵³ These could reflect negative effects of CWA on the health status, however, this could also relate to the stagnation and anoxic conditions of the water during parts of the sampling period, therefore further adding to the scientific uncertainty.⁵⁴

There is a significant problem in the fact that the evaluation of the environmental risk of CWAs is mostly limited to model-based assessments and very few experimental studies have been done.⁵⁵ For example '...mussels caged within the Bornholm dumping site showed a higher degree of stress as assessed by lysosomal membrane stability compared to a reference

site'.⁵⁶ Furthermore, '...studies conducted in the Mediterranean Sea have shown that leaked organoarsenic-based CWAs are likely to cause dermal blistering and induce DNA- and histopathological damage in fish'.⁵⁷ A paramount hindrance to further impact models or risk assessments is, that there is a lack of studies on the impact of CWAs and their degradation and transformation products, especially as 'evaluations of single and mixture effects of CWAs on model organisms are rare'.⁵⁸ This information is needed to understand the impacts of these compounds on Baltic Sea biota, in order to help estimate the environmental risks.⁵⁹

One such recent exposure experiment, from March of 2019, looking specifically at the toxic effects of chemical warfare agent mixtures on the mussel *Mytilus trossulus* in the Baltic Sea has proved bioaccumulation of oxidized CWAs into marine organisms, impairments on mussels by oxidized CWAs at the subcellular and functional level and that effects occurred even at lowest exposure concentrations.⁶⁰ Since this was the first study proving bioaccumulation of oxidized CWAs into marine organisms, it goes to further show, that even though around 70 years have passed since the original dumping, there are still significant scientific uncertainties regarding the effects on the marine environment. This is further evidenced by the fact, that even though this

⁴⁹ Ibid.

⁵⁰ Hans Sanderson and others, 'Screening level fish community risk assessment of chemical warfare agents in the Baltic Sea' (2008) 846–857, Volume 154, *Journal of Hazardous Materials*, para. 5.

⁵¹ Ibid., para. 1.

⁵² Ibid.

⁵³ Cf. Beldowski and others (n 28), para. 3.5.2.

⁵⁴ Ibid.

⁵⁵ Cf. Höher and others (n 10).

⁵⁶ Jacek Beldowski and others, 'Arsenic concentrations in Baltic Sea sediments close to chemical munitions dumpsites' (2016) 114–122, *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.*, as found in cf. Höher and others (n 7).

⁵⁷ Camilla Della Torre and others, 'DNA damage, severe organ lesions and high muscle levels of As and Hg in two benthic fish species from a chemical warfare agent dumping site in the Mediterranean Sea' (2010) 2136–2145, *Sci. Total Environ.* and Camilla Della Torre and others, 'Environmental hazard of yperite released at sea: sublethal toxic effects on fish' (2013) 246–253, *J. Hazard Mater.* As found in: cf. Höher and others (n 10).

⁵⁸ Cf. Höher and others (n 10).

⁵⁹ Ibid.

⁶⁰ Ibid.

recent study could be considered to have provided ground-breaking findings, it still states how much more there is in relation to it that should be looked into. It is pointed out, that future studies should for example focus on both single and mixture effect analysis of CW components, as well as research the potential metabolites of the used compounds in order '...to increase knowledge about toxicity and toxic mechanisms of CWA compounds and their corresponding negative health effects on marine species.'⁶¹

1.5 Risk posed to humans by CWAs

Having previously covered some aspects of what problems sea-dumped CWAs pose to humans under the part on the Baltic Sea's unique characteristics, it is now important to provide some further considerations of this second major risk in addition to the previously covered risk to the marine environment. It is evident, that there are informational uncertainties regarding the exact contents, locations, etc. of the dumped CWAs, as well that it poses problems for various legitimate uses of the sea. Of these, further reference needs to be made to the risk of coming into direct contact with CWAs, most of all this affects fishermen. The 2013 HELCOM Report lists other groups of people who may be at risk of coming into contact with CWAs, such as: offshore construction and maintenance workers, sub-surface entrepreneurs and workers, harbour staff and workers, rescue and emergency services, recreational divers and beach visitors.

Before moving onto the risk to fishermen, some reference needs to also be made to the potential risk of seafood consumers eating contaminated fish. Catches contaminated with warfare materials are destroyed and even if some fish showing biomarker responses slips through together with regular catch, then it is unlikely that

it would go unnoticed in the sorting stage and reach the consumers.⁶² In a study in 2009 it was still considered, that the fishing limitations in the dumpsites should not be relaxed, as 'Under a worst-case scenario consumption with respect to cancer health endpoints, a maximum of 0–1 fish meals per month caught from the primary and secondary dumpsites, respectively, is recommended, based on the presence of organoarsenic CWAs alone.'⁶³

The study calls for a further empirical site-specific risk assessment and states uncertainties 'concerning human exposure to Yperite and speciation of As in the environment and in fish from a CWA dumpsite, as well as the carcinogenesis of arsenicals.'⁶⁴ Even though wide scale contaminated seafood reaching consumers is unlikely, there is still some risk, bearing in mind the limitations of the studies and uncertainties about the problem overall, as well as the fact, that fishing has taken place nearby the dumpsites, as evidenced by the earlier mentioned bottom trawling scars.

Fishermen have been the main group affected by chemical warfare agents since dumping activities were concluded, since the highest risk is fishing inside or near to the former dumping areas, this risk is now lessened thanks to those areas being marked on the official sea charts.⁶⁵ However, there is also a risk when fishing outside the marked dumpsites, due to the former practice of en route dumping and other ways in which the CWAs have ended up elsewhere.⁶⁶ Most of the occasions, that fishermen come into contact with CWAs is through trawling up

⁶² Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 80.

⁶³ Hans Sanderson and others, 'Human health risk screening due to consumption of fish contaminated with chemical warfare agents in the Baltic Sea' (2009) 416–422, Volume 162, Journal of Hazardous Materials, para. 5.

⁶⁴ Ibid.

⁶⁵ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 71.

⁶⁶ Ibid.

⁶¹ Ibid., para. 5.

lumps of sulphur mustard, often still with the explosives attached to it, in which case the CWAs need to be emergency-relocated.⁶⁷ Even though sulphur mustard mixtures represent about 63% of all materials dumped near Gotland and Bornholm, it accounts for 88% of all reported fishing incidents, probably due to the formation of persistent lumps.⁶⁸ For example the officially reported chemical warfare material catches by fishermen in the waters around Bornholm between 1994 and 2012 total some 5.4 tonnes of warfare agent mixtures by net weight.⁶⁹ Furthermore, 'Between 1968 and 1984, 202 catches amounting to 395 tonnes of seafood had to be destroyed.'⁷⁰

Danish statistics are seen to be reliable due to Danish regulations, as there are compensation systems and obligations to report incidents in place and in case chemical munitions are trawled up outside the areas marked on sea charts, then fishermen are normally compensated for damaged gear and contaminated discarded catch.⁷¹ Unfortunately other Baltic states do not have such systems and obligations in place and consequently most incidents have been reported by Denmark.⁷² It is also said, that: 'As there are uncertainties associated with the reporting of incidents, the figures do not necessarily reflect the actual situation.'⁷³

2. Competent institutions and applicable legal regimes

2.1 United Nations General Assembly Resolution

To set things into perspective, the starting point shall be the United Nations General Assembly Resolution A/RES/65/149 adopted in 2010 on 'Cooperative measures to assess and increase awareness of environmental effects related to waste originating from chemical munitions dumped at sea'. It starts by noting and recalling the various developments in the field of environmental law, such as the relevant provisions of the 1992 Rio Declaration, the relevant international and regional instruments from UNCLOS to the Helsinki Convention and even takes note of the efforts of HELCOM. The UNGA notes, that 'Member States, international and regional organizations and civil society have undertaken activities to discuss the issues relating to waste originating from chemical munitions dumped at sea and to promote international cooperation and exchange of experience and practical knowledge'.⁷⁴

It acknowledges the concerns about the potential long-term environmental effects, the potential impact on human health and the importance of raising awareness of the environmental effects relating to the problem. Furthermore, the UNGA invites Member States and international and regional organizations to keep the issue under observation and to cooperate and voluntarily share relevant information on this issue.⁷⁵ The Secretary-General is invited to seek the views of Member States and relevant regional and international organizations on issues relating to the environmental effects connected to the problem,

⁶⁷ Ibid.

⁶⁸ Ibid., p. 85.

⁶⁹ Ibid., p. 72.

⁷⁰ Ibid.

⁷¹ Ibid., p. 73.

⁷² Ibid.

⁷³ Ibid.

⁷⁴ United Nations General Assembly Resolution, 'Cooperative measures to assess and increase awareness of environmental effects related to waste originating from chemical munitions dumped at sea' (2010) A/RES/65/149.

⁷⁵ Ibid.

‘...as well as on possible modalities for international cooperation to assess and increase awareness of this issue’⁷⁶ This Resolution, adopted under Lithuania’s initiative and by consensus, goes to show the seriousness of the problem, as well as contributed towards making it more visible and prompting broader engagement in relation to it.

2.2 Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area and the Helsinki Commission

Having referred to the extensive HELCOM reports on the problem on numerous occasions in Chapter One it is only fair to come to it next under this Chapter. HELCOM is the governing body of the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, known as the Helsinki Convention.⁷⁷ The Contracting Parties are Denmark, Estonia, the European Union, Finland, Germany, Latvia, Lithuania, Poland, Russia and Sweden. Under Art. 4(1) of the Convention, it is stated, that it applies ‘...to the protection of the marine environment of the Baltic Sea Area which comprises the water-body and the seabed including their living resources and other forms of marine life.’

Since it covers the whole of the Baltic Sea Area bounded by the parallel of the Skaw in the Skagerrak⁷⁸, means that all of the CWA dumpsites in the Baltic Sea Area fall under the geographical scope of the Helsinki Convention and HELCOM. As the full name of the Helsinki Convention suggests, the main goal of the legal regime and its governing body is to take various relevant measures ‘...to prevent and

eliminate pollution in order to promote the ecological restoration of the Baltic Sea Area and the preservation of its ecological balance.’⁷⁹ In fact, it makes direct reference to harmful substances in Art. 5 of the Convention and states, that the Contracting Parties undertake in accordance with the provisions of this Convention and by implementing the procedures and measures of Annex I, ‘...to prevent and eliminate pollution of the marine environment of the Baltic Sea Area caused by harmful substances from all sources.’ Furthermore, one of the duties of the Commission is to promote in close co-operation with appropriate governmental bodies and where appropriate also with other competent regional and other international organizations, ‘...additional measures to protect the marine environment of the Baltic Sea Area...’⁸⁰ mainly through scientific, technological and statistical information and research.

Therefore it is no surprise that it is the HELCOM, which created the ad hoc Working Group on Dumped Chemical Munition (HELCOM CHEMU) in 1993, which resulted in a 1994 Report and the Final Report in 1995 (the aforementioned 1994/1995 HELCOM Report). The Helsinki Commission decided at its 2010 Ministerial Meeting to establish the ad hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI), the resulting Report being the aforementioned 2013 HELCOM Report. The 2013 HELCOM Report is held to be a regional fulfilment of UN General Assembly Resolution A/RES/65/149.⁸¹ These reports could be held to constitute the most comprehensive work done regarding the problem, as they bring together relevant information from various fields, experts

⁷⁶ Ibid.

⁷⁷ Helsinki Convention (1992). All information on HELCOM and the Helsinki Convention taken from the official website at: <<http://www.helcom.fi/>> accessed 31 May 2019.

⁷⁸ Art. 1 of the Helsinki Convention.

⁷⁹ Art. 3(1) of the Helsinki Convention.

⁸⁰ Art. 20(e) of the Helsinki Convention.

⁸¹ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 11.

and sources. Since the 2013 HELCOM Report is the most up-to-date one, then it is important to analyse its findings, especially as it re-adjusted the formerly drawn conclusions and recommendations of the 1994/1995 HELCOM Report.⁸² Having covered the various risks to the marine environment and to humans in some detail in the previous Chapter, the focus here is on specific recommendations for current and further efforts to tackle the problem, which HELCOM has divided into three groups, called Investigate, Manage and Inform respectively.

Under the Investigate group, HELCOM encourages and recommends the Contracting Parties, firstly, to carry out, support and facilitate archival research.⁸³ Which is likely to reveal 'new or additional information on the dumping of chemical warfare materials and the possible co-disposal of conventional munitions in the Baltic Sea'.⁸⁴

Secondly, to carry out, support and facilitate technical research.⁸⁵ Technical research will further help to decrease some of the scientific uncertainty, by gathering 'precise, site-specific data on the types, quantities, status and spreading of sea-dumped warfare materials and their constituents in the Baltic Sea'.⁸⁶

Finally, '...to share detailed information on the findings both within and outside the Baltic Sea region taking into account the UN General Assembly Resolution A/RES/65/149'.⁸⁷ Research transfer is needed to increase the overall knowledge regarding the issue and sharing information inter-regionally helps towards well-informed risk assessments.⁸⁸ 'Likewise, single

findings of warfare materials should be cross-checked with historical references'.⁸⁹ In relation to the dumpsite off Måseskär bordering the Helsinki Convention Area, HELCOM has called for further national and/or international studies because of the scarcity of information and has suggested, that this could be done in cooperation with OSPAR.⁹⁰

As a part of the five recommendations under the Manage group, HELCOM recommends the Contracting Parties '...to support and facilitate the development of suitable analytical methods and improving analytical capabilities'.⁹¹ What is meant by this, is that 'further development of chemical analytical methods is needed as well as updating the ecotoxicological and physicochemical properties assessments'.⁹²

Secondly, '...to support and facilitate the development of suitable guidelines for carrying out surveys and testing methods'.⁹³ Guidelines for periodical surveys 'both in known and suspected dumpsites are necessary in order to establish trends and foresee possible changes in the environment in these areas'.⁹⁴

Thirdly, '...to support and facilitate the development of suitable instruments and methods for site-specific risk assessments'.⁹⁵ Doing so helps with 'taking into account the threats to humans and the marine environment, including possible acute, chronic and long-term effects'.⁹⁶

Fourthly, '...to transfer procedures and experiences for intentional recovery that exist under the provisions of current international legal instruments'.⁹⁷ Due to '...the increasing use of

⁸² Ibid., p. 86.

⁸³ Ibid., p. 87.

⁸⁴ Ibid.

⁸⁵ Ibid.

⁸⁶ Ibid.

⁸⁷ Ibid., p. 87–88.

⁸⁸ Ibid.

⁸⁹ Ibid.

⁹⁰ Ibid., p. 85.

⁹¹ Ibid., p. 88.

⁹² Ibid.

⁹³ Ibid.

⁹⁴ Ibid.

⁹⁵ Ibid.

⁹⁶ Ibid.

⁹⁷ Ibid.

the seafloor, the intentional recovery of chemical warfare materials, where applicable, might no longer be excluded as a site-specific management option...'.⁹⁸ This needs to be done in accordance with nationally accepted guidelines or the results of risk assessments.

The final HELCOM recommendation to the Contracting Parties under the Manage group is: '...that response teams should be deployed and that on their advice re-location of caught chemical warfare material may be considered as an acceptable emergency measure.'⁹⁹ This is due to the continuing risks associated with unintentional catches of chemical warfare materials for the crews of fishing vessels operating in the vicinity of dumping areas.¹⁰⁰ On this point, it is worthwhile mentioning that HELCOM has had detailed guidelines for fishermen in place since 1995, based on recommendations elaborated by HELCOM CHEMU (Annex 3 of the final report of the HELCOM CHEMU).

Last but not least, the Inform group of a further five recommendations, as part of which HELCOM recommends the Contracting Parties: '...to consider this report as a step in an on-going process and to establish a working process for periodical updates after significant new information becomes available.'¹⁰¹ Updating the HELCOM Report will become necessary 'with regard to on-going national and international activities and projects.'¹⁰²

Secondly, '...to support and facilitate the development and operation of such information portals and other relevant measures to increase public awareness.'¹⁰³ Public awareness needs to be furthered by providing 'up-to-date

information on sea-dumped warfare materials, including white phosphorus in the Baltic Sea region, and on-going activities', bearing in mind UN General Assembly resolution A/RES/65/149. This includes specific local information '...in areas of concern for the possible occurrence of white phosphorus.'¹⁰⁴

Thirdly, '...to support and facilitate such national centres (what is meant by this is: national centres or responsible organizations for the collection of information on sea-dumped warfare materials- HHK).'¹⁰⁵ This also includes 'the co-ordination of response and training activities for the decontamination of vessels and equipment, as well as the treatment of affected people.'¹⁰⁶

Fourthly, '...to carry out, support and facilitate the update and development of suitable guidelines for all potentially affected groups.'¹⁰⁷ The increasing use of the seafloor by the several groups shortly referred to in Chapter One, means that there are several possibly affected groups that run the risk of potential contact with sea-dumped chemical and conventional munitions. Therefore, in the affected areas 'contingency measures for dealing with both chemical and conventional warfare materials should be in place.'¹⁰⁸

Finally, '...to update sea charts to reflect the extensions of primary and secondary dumpsites, and to ensure that no information is lost on nautical charts when the transition to Electronic Nautical Charts is made.'¹⁰⁹ This helps negate some of the risk for the various groups operating in the affected areas, especially as 'technical investigations have provided and are still provid-

⁹⁸ Ibid.

⁹⁹ Ibid., p. 88–89.

¹⁰⁰ Ibid.

¹⁰¹ Ibid., p. 89.

¹⁰² Ibid.

¹⁰³ Ibid.

¹⁰⁴ Ibid.

¹⁰⁵ Ibid.

¹⁰⁶ Ibid.

¹⁰⁷ Ibid.

¹⁰⁸ Ibid.

¹⁰⁹ Ibid., p. 90.

ing information on the actual positions of sea-dumped chemical munitions.¹¹⁰

As can be seen, the recommendations of HELCOM are extensive and cover most of the aspects one could think of in relation to the problem. Whilst this goes to show the competence and considerable efforts of HELCOM to tackle the problem, it also goes to prove the various uncertainties and shortcomings that still exist. Additionally, in Chapter Four, when discussing the specificities of what actions should be taken and considered, HELCOM's position regarding this will be discussed further. At this point it suffices to say, that HELCOM has stated, that even though some dumped chemical munitions were recovered in the 1960s, '...in 1995 HELCOM recommended that chemical munitions should not be recovered due to their degraded state and the lack of suitable technological solutions for safely removing and destroying them.'¹¹¹ It is still considered, that the risks associated with handling them in any way, including through recovery are still high.¹¹² However, it needs to be borne in mind that technology and our understanding of the problem has developed greatly since 1995.

2.3 United Nations Convention on the Law of the Sea

Moving onto UNCLOS, it is interesting to see what this applicable legal regime provides in relation to the problem of sea-dumped chemical munitions, especially as it is considered the "constitution of the oceans". Having stated at the start of this article, that the original conduct of dumping chemical munitions at sea happened nearly 40 years prior to the conclusion of UNCLOS, was not illegal at the time and even considered best practice, then it is not necessary

to enter into a discussion on what UNCLOS says on the original act of dumping per se. The focus here will be on what UNCLOS provides in relation to dealing with this problem nowadays, from which maritime zones are affected to the applicable provisions on marine protection and various cooperation clauses. To shortly state, which maritime zones are relevant, then we can see in Figure 2, that mainly EEZs, but also territorial seas are affected by the problem, keeping in mind the locations of the chemical weapons in the Baltic Sea, as shown in Figure 1 earlier. Of further note, is the fact that all of the problem areas are characterised by their proximity to designated HELCOM Baltic Sea Protected Areas, with the dumpsite in the Little Belt potentially falling straight under one of them.

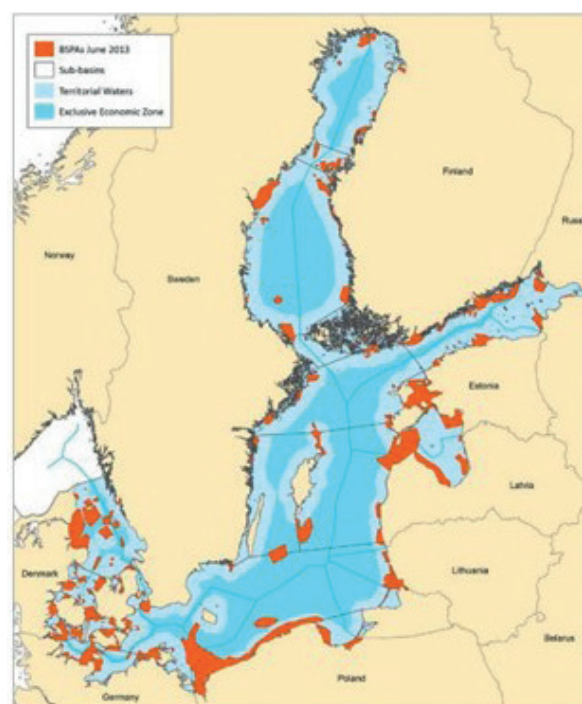


Figure 2 showing maritime zones and HELCOM Baltic Sea Protected Areas.¹¹³

¹¹⁰ Ibid.

¹¹¹ Ibid., p. 86.

¹¹² Ibid.

¹¹³ Atlas of Marine Protection, Denmark, Figure 1 <<http://www.mpatlas.org/region/country/DNK/>> accessed 22 June 2019.

UNCLOS's legal framework relating to marine protection is covered mainly under Part XII, titled the Protection and Preservation of the Marine Environment. Art. 192 states the general obligation to protect and preserve the marine environment. Art. 194(1) sets out, that States shall take, individually or jointly, all measures consistent with this Convention, '...that are necessary to prevent, reduce and control pollution of the marine environment from any source, using for this purpose the best practicable means at their disposal and in accordance with their capabilities...' and to endeavour to harmonize their policies.

Art. 194(2) provides, that all measures necessary need to also be taken 'to ensure that activities under their jurisdiction or control are so conducted as not to cause damage by pollution to other States and their environment', as well as, that pollution arising from such activities or incidents 'does not spread beyond the areas where they exercise sovereign rights in accordance with this Convention.'

Art. 194(3) states, that the measures taken pursuant to this Part shall cover all sources of pollution of the marine environment. 'Including, *inter alia*, those designed to minimize to the fullest possible extent, 'the release of toxic, harmful or noxious substances, especially those which are persistent, from land-based sources, from or through the atmosphere or by dumping'¹¹⁴

Having established in Chapter One, that the Baltic Sea is a fragile ecosystem, then it is important to say, that this Part of UNCLOS also includes measures necessary 'to protect and preserve rare or fragile ecosystems as well as the habitat of depleted, threatened or endangered species and other forms of marine life.'¹¹⁵

Now it is important to look at what UNCLOS states in relation to cooperation in this area. Article 197 provides a general duty to cooperate on a global/regional basis, whether directly or through international organisations to formulate and elaborate further rules, standards and recommended practices for the protection and preservation of the marine environment, taking into consideration characteristic regional features. Having stated earlier, that the Baltic Sea is a semi-enclosed sea, it also fits within the definition of an "enclosed or semi-enclosed sea" under Art. 122. Therefore, Article 123 provides for the cooperation of States bordering enclosed or semi-enclosed seas, either directly or through an appropriate regional organization. Most importantly, for the purposes of this research, they shall coordinate: 'the implementation of their rights and duties with respect to the protection and preservation of the marine environment'¹¹⁶; 'their scientific research policies and undertake where appropriate joint programmes of scientific research in the area'.¹¹⁷ As well as, to endeavour: 'to invite, as appropriate, other interested States or international organizations to cooperate with them in furtherance of the provisions of this article.'¹¹⁸

Furthermore, under Art. 198 States shall immediately notify other States it deems likely to be affected, as well as the competent international organizations, in case of imminent or actual damage to the marine environment. In such cases, States need to jointly develop and promote contingency plans against pollution under Art. 199, whereby 'States in the area affected, in accordance with their capabilities and the competent international organizations shall cooperate, to the extent possible, in eliminating the effects

¹¹⁴ Art. 194(3a) of UNCLOS.

¹¹⁵ Art. 194(5) of UNCLOS.

¹¹⁶ Art. 123(b) of UNCLOS.

¹¹⁷ Art. 123(c) of UNCLOS.

¹¹⁸ Art. 123(d) of UNCLOS.

of pollution and preventing or minimizing the damage.'

The keywords in Art. 199 are "in accordance with their capabilities", as this refers to a duty of due diligence. On this point on dumped chemical weapons and nuclear waste in the Arctic Ocean, it has been stated, that recovery of such materials '...could thus be required under the UNCLOS only if it would be technically and financially feasible as well as safe for the concerned States.'¹¹⁹ Part XII, Section 2 also provides under Art. 200 for States to cooperate 'for the purpose of promoting studies, undertaking programmes of scientific research and encouraging the exchange of information and data acquired about pollution of the marine environment.' and under Art. 201 for scientific criteria for regulations. These provisions will be shown to be of further relevance and applied to the problem at hand in Chapter Four.

2.4 Chemical Weapons Convention and the Organisation for the Prohibition of Chemical Weapons

The next logical step, since the problem involves the sea and chemical weapons, is to look at the Chemical Weapons Convention and the Organisation for the Prohibition of Chemical Weapons. However, these are of less relevance than one might think, because of the chemical weapons having been dumped in the Baltic Sea decades before the cut-off-date of 1985. 'At the same time, the Convention leaves for the Member States the decision whether they declare sea-dumped

chemical weapons to the OPCW.'¹²⁰ Therefore, there are some considerations regarding the role of the OPCW that should still be put forward, as it is after all the organisation with the most expertise on chemical weapons in general.

It is important to state, that the provisions relating to the cut-off-date, do not preclude the OPCW from acting '...as a venue for voluntary discussions and cooperation between OPCW Member States, the Technical Secretariat, and related international organisations, industries and NGOs, on the issue of sea-dumped chemical weapons.'¹²¹ As well as including governments and academia for these purposes.¹²² The OPCW is of the view, that the international organisations should become partners in dealing with the problem, assist in addressing the various risks which research activities and international exchanges have identified and provide support for '...improving national capabilities for response in the case of incidents involving sea-dumped chemical weapons.'¹²³

In recent times the OPCW, at the initiative of various concerned States, has for example issued two statements on 'Broadening International Cooperation on Sea-dumped Chemical Weapons and Promoting the OPCW as a Forum for Voluntary Cooperation on the Issue', in 2013¹²⁴ and in 2018¹²⁵. In both of them, the OPCW stresses, that: 'The topic of sea-dumped chemical weapons is not new at the OPCW.'¹²⁶ It goes on

¹²⁰ OPCW, 'Broadening International Cooperation on Sea-dumped Chemical Weapons and Promoting the OPCW as a Forum for Voluntary Cooperation on the Issue' (8 April 2013) RC-3/NAT.14, para. 9.

¹²¹ Ibid.

¹²² Ibid., para. 3.

¹²³ Ibid., para. 7.

¹²⁴ Ibid.

¹²⁵ OPCW, 'Broadening International Cooperation on Sea-dumped Chemical Weapons and Promoting the OPCW as a Forum for Voluntary Cooperation on the Issue' (28 November 2018) RC-4/WP.3/Rev.2.

¹²⁶ Cf. OPCW 2013 (n. 120), para. 8.

¹¹⁹ Jorri Carolina Duursma, 'Legal Responsibility of States' in Duursma EK (ed), 'Dumped Chemical Weapons in the Sea – Options –' (1999) Dr.A.H. Heineken Fondation pour l'Environnement, p. 43. As found in: cf. Alexander Lott (n 217), p. 65.

to state the various steps the OPCW has taken in relation to the problem, such as, that: 'The First Conference of the States Parties took a decision on declarations related to sea-dumped chemical weapons.'¹²⁷ Furthermore, several events on sea-dumped chemical weapons have been attended by the OPCW representatives and organised by the OPCW, as well as: 'Concern on this issue was also expressed in the recommendations of the Advisory Panel on Future OPCW Priorities (agreed upon unanimously).'¹²⁸

Additionally, each State Party shall, in line with Article VII (3), in the implementation of its obligations under the Chemical Weapons Convention 'assign the highest priority to ensuring the safety of people and to protecting the environment, and shall cooperate as appropriate with other States Parties in this regard.'¹²⁹

The OPCW has stated, that taking into account UNGA Resolution 68/258, the Organisation should, in addition to serving as a forum for voluntary consultation and cooperation according to Article VIII (1) of the Convention¹³⁰, also 'invite States Parties to support voluntary sharing of information' and 'raise awareness and facilitate cooperation on this issue'.¹³¹ The Scientific Advisory Board of the OPCW has noted in its report SAB-27/1 of March 23, 2018 regarding the challenges of old chemical weapons and verification, that assistance (of the OPCW Technical Secretariat) in identifying and disposing of a small number of items of recovered sea-dumped chemical weapons is expected to be an ongoing need for the Secretariat.¹³² Based upon this, further measures 'could be developed and implemented on a voluntary basis by the Tech-

nical Secretariat and States Parties'¹³³. These include: supporting the implementation of the UN General Assembly Resolution 68/258, sharing information related to disposal, informing the public of the possible hazards, continuing efforts to identify appropriate actions to mitigate such hazards if contact does occur, developing and spreading materials for maritime industries to educate about the potential hazards and considering 'ways to maintain knowledge, expertise and capabilities required to address the issue, as well as enhance national capacities in this regard'.¹³⁴

2.5 The European Union

Since all the States, except the Russian Federation, party to the Helsinki Convention are also part of the EU, then the efforts by the EU should be looked at. In 2005–2008 the EU-funded project 'Modeling of Environmental Risks related to sea-dumped Chemical Weapons'¹³⁵ (MERCW) focused on the Bornholm dumpsite and aimed to develop a multidisciplinary approach to the problem.¹³⁶ The accompanying scientific publications, which amongst other things developed 'a release and migration model of chemical warfare agents from the dumpsite' and 'an assessment of the environmental threat' have been dealt with to some extent in Chapter One.¹³⁷

In 2011 the EU started another project funded by the European Regional Development Fund within the framework of the Baltic Sea Region Program, the 'Chemical Munitions Search & Assessment'¹³⁸ (CHEMSEA), which focused instead

¹²⁷ Ibid.

¹²⁸ Ibid.

¹²⁹ Ibid.

¹³⁰ Cf. OPCW 2018 (n. 125), p. 2.

¹³¹ Ibid., p. 3.

¹³² Ibid.

¹³³ Ibid.

¹³⁴ Ibid., p. 4.

¹³⁵ EU FP6 project, 'Modeling of Environmental Risks related to sea-dumped Chemical Weapons' (2005–2008).

¹³⁶ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 26.

¹³⁷ Ibid. For accompanying scientific publications see: Sanderson and others 2007–2010.

¹³⁸ EU-funded project, 'Chemical Munitions Search & Assessment' (2011).

on the Gotland dumpsite as well as dispersed unverified and unofficial dumps. It continued and expanded '...on the multidisciplinary approach pursued by the MERCW project in order to perform risk assessments of the dumpsites by means of extended surveys, modeling and bio-marker approaches.'¹³⁹ Furthermore, it aimed '... at providing risk assessment tools to be used by the maritime administrations of the Baltic countries.'¹⁴⁰ A scientific publication on the CHEM-SEA project has also been covered in Chapter One.¹⁴¹

2.6 The North Atlantic Treaty Organization

Flowing from the part on the EU, we get to NATO, which has had the issue of sea-dumped chemical weapons intermittently on the agenda. In 2013 NATO launched the project 'Towards the Monitoring of Dumped Munitions Threat'¹⁴² (MODUM) under the NATO Science for Peace and Security (SPS) program, which was undertaken in close cooperation with the CHEM-SEA project. The project '...aimed to establish a cost-effective monitoring network to observe munition dumpsites in the Baltic Sea, using Autonomous Underwater Vehicles (AUVs) and Remotely Operated Underwater Vehicles (ROVs)'.¹⁴³ Furthermore, the gathered data 'will serve as a basis for a risk management tool for decision-makers to determine their responses in face of the dumped munition sites' and overall, help 'the nations surrounding the Baltic

Sea to form a long-term strategy to combat this threat'.¹⁴⁴

Additionally, NATO has organised various conferences and advanced research workshops on sea-dumped chemical munitions. As well as dealt with the problem in the 1996 NATO report 'NATO and Partner Countries Study Defense-Related Radioactive and Chemical Contamination', which for example found that the large quantities of sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea (together with the Skagerrak and possibly the Arctic Sea) constitutes 'the most outstanding example of cross-border contamination'.¹⁴⁵

2.7 The International Dialogue on Underwater Munitions

Of importance is also the International Dialogue on Underwater Munitions (IDUM), which '... was established as a series of international conferences rooted in Northern America and is strongly affiliated to its marine research and explosive ordnance disposal industry'.¹⁴⁶ IDUM's mission is to promote the creation of an internationally binding treaty on all classes of underwater munitions that would encourage countries to collaborate on underwater munitions policy, research, science, responses and a donor trust fund.¹⁴⁷

It works through international diplomacy and via a multitude of national and international programs '...towards better understanding the socio-economic impact of decaying munitions on both human health and the environment'.¹⁴⁸

IDUM receives advice from the International Scientific Advisory Board on Sea-Dumped

¹³⁹ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 26.

¹⁴⁰ Ibid.

¹⁴¹ Cf. and others (n 28).

¹⁴² NATO Science for Peace and Security Programme, 'Towards the Monitoring of Dumped Munitions Threat' (2013) NATO Doc. PPC-N 0054 2013.

¹⁴³ NATO-News, 'Monitoring dumped munitions in the Baltic Sea' (2016) <https://www.nato.int/cps/en/natohq/news_136380.htm> accessed 15 June 2019.

¹⁴⁴ Ibid.

¹⁴⁵ Martens and others, 'NATO and partner countries study defense-related radioactive and chemical contamination.' (1996) NATO Review 44, p. 11–16. As found in: cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 19.

¹⁴⁶ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 20.

¹⁴⁷ Ibid.

¹⁴⁸ Ibid.

Chemical Weapons in The Hague and has collaborated with the Marine Technology Society Journal to publish three special international issues on the 'Legacy of Underwater Munitions: Science, Technology and Potential Responses'.¹⁴⁹ 'With regard to public awareness, IDUM is working on two international documentaries on sea-dumped munitions and towards the establishment of regional representatives.'¹⁵⁰ Within its framework several conferences have been held from 2007 to 2013.

3. The Precautionary principle

3.1 The precautionary principle as found in relevant international documents

As a starting point for the discussion on the precautionary principle it is important to state in which relevant international documents it can be found. It is largely held, that: 'From 1990 onwards, the number of treaties referring to the precautionary principle increased, as a result of its formulation in Principle 15 of the Rio Declaration.'¹⁵¹ Regarding this, it has been noted by ITLOS in its *Advisory Opinion on Responsibilities in the Area*, that: 'In the view of the Chamber, this has initiated a trend towards making this approach part of customary international law.'¹⁵² Principle 15 of the 1992 Rio Declaration¹⁵³ states, that the precautionary approach shall be widely applied to protect the environment, according to States capabilities and, that 'Where there are threats of serious or irreversible damage, lack

of full scientific certainty shall not be used as a reason for postponing cost-effective measures to prevent environmental degradation.'

Signed by over 170 countries, it was also signed by all the countries and the EU (then EEC) that are also parties to the Helsinki Convention. The precautionary principle forms also part of the Helsinki Convention in its fundamental principles and obligations in Art. 3(2). Which, due to its utmost importance for the purposes of this research, shall be provided here in full:

'The Contracting Parties shall apply the precautionary principle, i.e., to take preventive measures when there is reason to assume that substances or energy introduced, directly or indirectly, into the marine environment may create hazards to human health, harm living resources and marine ecosystems, damage amenities or interfere with other legitimate uses of the sea even when there is no conclusive evidence of a causal relationship between inputs and their alleged effects.'

Since all the State Parties to the Helsinki Convention, except Russia, are also nowadays part of the EU, it is necessary to look at what the Treaty on the European Union (TEU)¹⁵⁴ and the Treaty on the Functioning of the European Union (TFEU)¹⁵⁵ provides. Reference to the precautionary principle is found in both Art. 130r (2) of the TEU and Art. 191 (2) of the TFEU and they use identical language in this respect and state, that the Union (then Community, in TEU- HHK) policy on the environment shall aim at a high level of protection and will do so by bearing in mind the diversity of situations in the Union. 'It shall be based on the precautionary principle and on

¹⁴⁹ Ibid.

¹⁵⁰ Ibid.

¹⁵¹ Pierre-Marie Dupuy and Jorge E. Vinuales, *International Environmental Law*, (2018) Second edition, Cambridge University Press, p. 71.

¹⁵² *Responsibilities and Obligations of States sponsoring Persons and Entities with respect to Activities in the Area*, Case No. 17 ITLOS (Seabed Dispute Chamber), Advisory Opinion, 1 February 2011, para. 135.

¹⁵³ UN Conference on Environment and Development (1992).

¹⁵⁴ Treaty on the European Union, signed in Maastricht on 7 February 1992, OJ C 191, 29.7.1992, p. 1–112.

¹⁵⁵ Treaty on the Functioning of the European Union, as amended by the Lisbon Treaty, signed on 13 December 2007, consolidated version: Official Journal C 326, 26/10/2012 p. 0001 – 0390.

the principles that preventive action should be taken, that environmental damage should as a priority be rectified at source and that the polluter should pay.'

Furthermore, on the EU level the European Commission has adopted a Communication on the use of the precautionary principle in 2000.¹⁵⁶ Amongst others, it is stated, that the precautionary principle forms part of a structured approach to the analysis of risk and is especially relevant for the management of risk.¹⁵⁷ It encompasses cases where scientific evidence is insufficient, inconclusive or uncertain '...and preliminary scientific evaluation indicates that there are reasonable grounds for concern that the potentially dangerous effects on the environment, human, animal or plant health may be inconsistent with the high level of protection chosen by the EU.'¹⁵⁸

For implementing an approach based on the precautionary principle, an as complete as possible scientific evaluation needs to be made and the degree of scientific uncertainty identified at each stage and that decision-makers need to be aware of this.¹⁵⁹ Especially, as: 'Judging what is an "acceptable" level of risk for society is an eminently political responsibility.'¹⁶⁰ Action can include initiatives from legally binding measures and research projects to recommendations and the procedure for reaching a decision '...should be transparent and should involve as early as possible and to the extent reasonably possible all interested parties.'¹⁶¹

'Where action is deemed necessary, measures based on the precautionary principle should be, *inter alia*: proportional to the chosen

level of protection; non-discriminatory in their application; consistent with similar measures already taken; based on an examination of the potential benefits and costs of action or lack of action (including, where appropriate and feasible, an economic cost/benefit analysis); subject to review, in the light of new scientific data and capable of assigning responsibility for producing the scientific evidence necessary for a more comprehensive risk assessment.'¹⁶²

Short reference needs to be made to the fact, that the OSPAR Convention features the precautionary principle in Art. 2 (2a) and the 1996 Protocol to the 1972 London Convention features the precautionary approach in Art. 3 (1). Which is why it is important to mention them to prove the prevalence of precaution in international treaties, even though the 1996 Protocol is of limited use for the purposes of this article. The OSPAR Convention is more relevant, as all of the States in the Baltic Sea Area, except Russia, are either signatories to it or involved by extension through the EU. OSPAR will be of importance through cooperation with HELCOM concerning the Skagerrak or if the decision is made on the EU level to address even more areas facing the problem of sea-dumped chemical weapons.

It is evident that there is no shortage of applicable legal regimes where we can find the precautionary principle, both those directly applicable and those that there's been some reference made to prior in this research. Therefore the exact content and requirements of the precautionary principle needs to be analysed next. It should be noted, that there is an ongoing debate regarding the precise legal implications of precaution, as well as its normative basis.¹⁶³ It could be considered and argued to be: 'an ob-

¹⁵⁶ European Commission, 'Commission adopts Communication on Precautionary Principle', 2 February 2000, Brussels, IP/00/96.

¹⁵⁷ Ibid., general and para. 3.

¹⁵⁸ Ibid.

¹⁵⁹ Ibid., paras. 4 and 5.

¹⁶⁰ Ibid., para. 5.

¹⁶¹ Ibid.

¹⁶² Ibid., para. 6.

¹⁶³ Cf. Pierre-Marie Dupuy and Jorge E. Vinuales (n 151), p. 70.

ligation to take action, despite the lack of sufficient evidence about the danger that an activity poses to the environment'; or 'a simple authorisation to take such measures'; or 'a procedural rule shifting the burden of proof (or lowering the standard of proof to facilitate such a shift) when certain activities are potentially harmful to the environment'.¹⁶⁴ This article is not meant to enter into this debate to a considerable extent per se, but instead to state the applicable law in relation to the problem of sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea and analyse to what extent the precautionary principle applies to it.

3.2 The precautionary principle as found in case law

This brings us to looking at how precaution has been dealt with and applied by the relevant Courts and Tribunals, such as the ICJ, ITLOS, CJEU and ECtHR. In the case law of the ICJ we find the first mention of the precautionary principle in the 1995 Order of the *Nuclear Tests*¹⁶⁵ case, however for the purposes of this research, the first ICJ case to be examined is that of the *Gabcikovo-Nagymaros Project*¹⁶⁶ case. In this case Hungary argued: '...that it was entitled to terminate the 1977 Treaty because new requirements of international law for the protection of the environment precluded performance of the Treaty.'¹⁶⁷ Whilst the Court did not agree with this, it stated, that 'The awareness of the vulnerability of the environment and the recognition that environmental risks have to be assessed on a con-

tinuous basis have become much stronger in the years since the Treaty's conclusion.'¹⁶⁸

Even though this article does not involve aspects to do with performance of a treaty or its termination, these statements by the Court are of relevance, as they exemplify, that both new legal and scientific developments regarding the environment can play a significant role in how an environmental problem is looked at and dealt with. As this is definitely the case with developments regarding the chemical weapons having been dumped in the Baltic Sea since mid-1940s, then so could the precautionary principle play a much bigger role in respect of the problem currently, as opposed to for example during its earlier formulations around the 1990s.

Turning to the *Pulp Mills*¹⁶⁹ case, it is interesting to note, that even though both contending Parties, Argentina and Uruguay expressly referred to the general principles of international environmental law that had application in the case, in particular the principles of prevention and of precaution the Court did not find it necessary to dwell further upon them.¹⁷⁰ Since the Court did not even assert or endorse those principles, then Judge Cançado Trindade found it his duty to do so in his Separate Opinion.¹⁷¹ He starts by stating the two key elements to the configuration of the precautionary principle, which are: '...namely, the awareness of the existence or persistence of risks, and the awareness of scientific uncertainties surrounding the issue at stake.'¹⁷² As well, that both the principle of prevention and principle of precaution '...are

¹⁶⁴ Ibid.

¹⁶⁵ *Request for an Examination of the Situation in Accordance with Paragraph 63 of the Court's Judgment of 20 December 1974 in the Nuclear Tests (New Zealand v. France) Case*, Order of 22 September 1995, I. C. J. Reports 1995, p. 288.

¹⁶⁶ *The Gabcikovo-Nagymaros Project Case (Hungary/Slovakia)*, Judgment of 25 September 1997, Judgment, I. C. J. Reports 1997, p. 7.

¹⁶⁷ Ibid., para. 111.

¹⁶⁸ Ibid., para. 112.

¹⁶⁹ *Case Concerning Pulp Mills on the River Uruguay (Argentina v. Uruguay)*, Judgment 20 April 2010, I.C.J. Reports 2010, p. 14.

¹⁷⁰ *Pulp Mills case*, Separate Opinion of Judge Cançado Trindade, para. 46, 51 and 67.

¹⁷¹ Ibid., para. 46.

¹⁷² Ibid., para. 62.

intended to guide or orient initiatives to avoid harm or probable harm to the environment.¹⁷³

Covering the element of risk, Judge Cançado Trindade states, that care and due diligence in face of surrounding risks is required due to the 'growing awareness of the vulnerability of human beings and of the environment' and that this 'has led to the acknowledgement of the need to take initiatives and decisions, even without a thorough knowledge of the relevant factors in a given situation' in order to protect human life and the environment.¹⁷⁴ Concerning the environment, the precautionary principle entails '... the requirement to undertake complete environmental impact assessments, and the obligations of notification and of sharing information with the local population (and, in extreme cases, even with the international community).'¹⁷⁵

Having established earlier how many uncertainties there are and that further research is clearly needed, then it should be noted that: 'For an effective implementation of the precautionary principle research is of the essence along the entire trajectory.'¹⁷⁶ It is considered an indispensable tool to '(1) detect dangers in an early stage; (2) assess environmental impacts; (3) overcome or reduce uncertainties; (4) develop and examine alternatives to potential hazards; and to (5) monitor the effects of precautionary action taken'¹⁷⁷

Despite the importance of research at every stage, it is in the author's view unlikely to reach a quantifiable point, where we could be considered to have all the information necessary regarding the problem, at least before it's too late, given the critical timeframe and maybe never. Given '...the recognition of the limitations in sci-

entific knowledge on ecosystems.'¹⁷⁸ Therefore, giving expression to the precautionary principle is also '...the reckoned need of consideration of alternative courses of action, in face of probable threats or dangers'.¹⁷⁹

Judge Cançado Trindade makes further reference to two related aspects under the element of probable risk: '...the growing awareness of the vulnerability of human beings and the environment, and the recognition of the need to take precautionary action, prompted by the probability of irreversible environmental harm.'¹⁸⁰

Moving onto the element of scientific uncertainties, Judge Cançado Trindade reiterates the necessity of precaution in the face of human fallibility and wickedness. As considering the vulnerability of humankind, the risks surrounding everyone, the insufficiencies and uncertainties of scientific knowledge '...and the unpredictability and likely irreversibility of probable environmental harms, we cannot prescind from the precautionary principle.'¹⁸¹

Furthermore, he connects this to the ineluctable inter-temporal dimension, which 'is necessarily a long-term one, since the decisions taken by public authorities of today may have an impact on the living conditions of not only present, but also future generations.'¹⁸²

Having referred to the case law of ITLOS shortly at the start of this Chapter through its *Advisory Opinion on Responsibilities in the Area* it is important to state, that this has not been the only time ITLOS has noted the precautionary principle. In the *Southern Bluefin Tuna*¹⁸³ cases, both New Zealand and Australia had request-

¹⁷⁸ Cf. *Pulp Mills* case (n 170).

¹⁷⁹ Ibid.

¹⁸⁰ Ibid., para. 73.

¹⁸¹ Ibid., para. 89.

¹⁸² Ibid., para. 90.

¹⁸³ *Southern Bluefin Tuna Cases* (*New Zealand v. Japan*; *Australia v. Japan*), Provisional Measures ITLOS Case Nos. 3 and 4, Order 27 August 1999.

¹⁷³ Ibid.

¹⁷⁴ Ibid., para. 69.

¹⁷⁵ Ibid., para. 71.

¹⁷⁶ Arie Trouwborst, 'Precautionary Rights and Duties of States' (2006) BRILL, p. 174.

¹⁷⁷ Ibid.

ed the arbitral tribunal to adjudge and declare, that Japan 'otherwise failing in its obligations under UNCLOS in respect of the conservation and management of SBT having regard to the requirements of the precautionary principle'¹⁸⁴ and 'that the parties act consistently with the precautionary principle in fishing for SBT pending a final settlement of the dispute'¹⁸⁵. The Tribunal considered, that '...the parties should in the circumstances act with prudence and caution to ensure that effective conservation measures are taken to prevent serious harm to the stock of southern bluefin tuna'¹⁸⁶. Similarly, in the *MOX Plant*¹⁸⁷ case the Tribunal stated, that 'prudence and caution' require States to cooperate to protect the environment.¹⁸⁸

Coming to case law on the European level the precautionary principle is dealt with and recognised in an even more concrete way. For example the Court of First Instance (CFI) and CJEU '...have clearly recognised the normative basis of the precautionary principle as a general principle of European law.'¹⁸⁹ Among other factors, this is mainly due to the explicit mention of this principle in the base documents of the EU, i.e. in the TFEU and the TEU.¹⁹⁰ In the case of *Artegodan GmbH and others v. Commission*¹⁹¹, the CFI held the precautionary principle to be a general

principle of Community law, which requires '... the competent authorities to take appropriate measures to prevent specific potential risks to public health, safety and the environment, by giving precedence to the requirements related to the protection of those interests over economic interests.'¹⁹²

Of further note, is that the ECtHR has reversed its long-standing reluctance to accept the precautionary principle in the case of *Tatar v Romania*¹⁹³. It now recognises the importance of the precautionary principle, which 'was intended to apply in order to ensure a level of high protection of health, the safety of consumers and the environment in all Community activities'.¹⁹⁴

3.3 Application of the precautionary principle to the present problem

As can be seen from the aforementioned, the precautionary principle has two core elements, risk and scientific uncertainty. The element of action to be taken can be considered to simply flow from these two core elements or be considered to constitute a third core element. It is now important to analyse how the precautionary principle applies to the problem of sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea.

First, looking at the core element of risk, the threshold and probability of it needs to be stated: 'threats of serious or irreversible damage' in Principle 15 of the Rio Declaration and, that it 'may create hazards to human health, harm living resources and marine ecosystems, damage amenities or interfere with other legitimate uses of the sea' in Art. 3 (2) of the Helsinki Conven-

¹⁸⁴ Ibid., para. 28 (1e) and 29 (1e).

¹⁸⁵ Ibid., para. 31 (3) and 32 (3).

¹⁸⁶ Ibid., para. 77.

¹⁸⁷ *MOX Plant Case (Ireland v. United Kingdom)*, ITLOS Case No. 10, Order 3 December 2001.

¹⁸⁸ Ibid., para. 84. As found in: cf. Pierre-Marie Dupuy and Jorge E. Vinuales (n 151), p. 73.

¹⁸⁹ *Pfizer Animal Health SA v. Council*, CFI Case T-13/99, Judgment 11 September 2002, paras. 114–115; *Gowan Comercio Internacional e Servicos Lda v. Ministro della Salute*, CJEU Case C-77/09, Judgment 22 December 2010, para. 75. As found in: cf. Pierre-Marie Dupuy and Jorge E. Vinuales (n 151), p. 73.

¹⁹⁰ Cf. Pierre-Marie Dupuy and Jorge E. Vinuales (n 151), p. 73.

¹⁹¹ *Artegodan GmbH and others v. Commission*, ECR II-4945.

¹⁹² Ibid., para. 184.

¹⁹³ *Tatar v Romania*, ECtHR Application No. 67021/01, Judgments of 27 January 2009 and 6 July 2009. As found in: cf. Pierre-Marie Dupuy and Jorge E. Vinuales (n 151), p. 73.

¹⁹⁴ Ibid., para. 120. As found in: cf. Pierre-Marie Dupuy and Jorge E. Vinuales (n 151), p. 73.

tion. Through case law we find further confirmations of the threshold: ‘probability of irreversible environmental harm’ and ‘probable threats or dangers’ in Judge Cançado Trindade’s Separate Opinion in the *Pulp Mills* case and ‘serious harm’ in the *Southern Bluefin Tuna* cases at the ITLOS.

Secondly, coming to the core element of scientific uncertainty, it is important to state, that it can be scientific uncertainty in respect of many aspects, like the extent and probability of potential harm for example. We can once again find examples of its threshold from the applicable legal regimes: ‘lack of full scientific certainty’ in Principle 15 of the Rio Declaration and, that ‘even when there is no conclusive evidence of a causal relationship between inputs and their alleged effects’ in Art. 3 (2) of the Helsinki Convention. Case law adds further clarification in relation to this: ‘the recognition of the limitations in scientific knowledge on ecosystems’ and ‘the insufficiencies of scientific knowledge — surrounded by uncertainties’ in Judge Cançado Trindade’s Separate Opinion in the *Pulp Mills* case.

With regards to the element of action to be taken, connected to the element of risk and scientific uncertainty, the wording used for this in the applicable legal regimes needs to be analysed too: ‘lack of full scientific certainty shall not be used as a reason for postponing cost-effective measures to prevent environmental degradation’ in Principle 15 of the Rio Declaration and ‘to take preventive measures’ in Art. 3 (2) of the Helsinki Convention. Through case law the exact content of action to be taken becomes even clearer: ‘requiring care and due diligence’, ‘the need to take initiatives and decisions’, etc. in Judge Cançado Trindade’s Separate Opinion in the *Pulp Mills* case; ‘require States to cooperate to protect the environment’ in the *MOX Plant* case at the ITLOS; ‘requiring the competent authorities to take appropriate measures’ in *Arte-*

godan GmbH and others v. Commission at the CFI of the EU.

Bearing in mind the scientific information put forward in Chapter One, it is evident, that the problem of sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea fulfils the criteria for triggering the precautionary principle. Whichever wording for the precautionary principle were to be examined, chemical weapons are by their very nature hazardous, especially as some of them can persist in the marine environment for a long time because of viscous mustard gas forming lumps and others, that form compounds containing arsenic and therefore constitute a threat of serious or irreversible damage. It may most certainly create hazards to human health and interfere with the legitimate uses of the sea by people coming in contact with CWAs through fishing or various offshore activities and projects. The extent of this happening depends on various factors regarding the Baltic Sea and chemical weapons themselves, as well as how the activities in question in the problem areas are conducted, giving rise to the first bunch of uncertainties. There are reasonable grounds for concern, that harm to living resources and marine ecosystems is happening, as many studies have found some type of probable chronic or negative effects and the most recent study from 2019 showed bioaccumulation of oxidized CWAs into marine organisms, which caused impairments.

There is a lack of scientific certainty about many of the threats to the marine environment, especially regarding the extent to which serious harm is happening. This is due to the scientific evidence being insufficient, inconclusive or uncertain, but based on what we know thanks to the pre-existing scientific knowledge there is a probability of irreversible environmental harm. Amongst other considerations, given our limitations in scientific knowledge on ecosystems and uncertainties about the exact locations and fate

of sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea, one could envision the problem being much more widespread and serious than we know based on the in many ways limited studies done on the problem. Furthermore, if populations of fish come into contact with CWAs, then this opens the door for an increased probability of risk to the rest of the food chain, including those of us that consume sea-food.

In Chapter Four the exact content of which preventive measures are required to be taken, as well as which initiatives and decisions need to seriously be considered as alternative courses of action shall be analysed. It is considered, that '...it would seem that essentially every type of environmental measure can be a precautionary measure in the scheme of the precautionary principle.'¹⁹⁵ As well as, that '...apparently action to implement the precautionary principle can take any form as long as it is effective and proportional.'¹⁹⁶ This would suggest that in addition to the need for further research and EIAs to be taken, as well as fishing limitations to be enforced, remediation needs to be considered and possibly taken as this is the main way to address the problem, since there is no other way to reduce or eliminate the on-going pollution from the leaking chemical munitions. In Chapter Four it will be further shown, that this could be done in an effective and proportional way.

4. Responsibility, due diligence, action to be taken and considered, as well as recommendations for the future

4.1 Responsibility of States to take measures to protect and preserve the marine environment and to take measures to prevent and eliminate pollution

It was established in Chapter One, that there are significant risks and many uncertainties connected to the problem of sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea. This was argued to fit into the precautionary principle in Chapter Three, which provided a further element of action to be taken. It therefore becomes necessary to analyse, that on the basis of which relevant provisions of the applicable legal regimes can responsibility be established and what it exactly entails. This will include a discussion on different connected considerations from what action is required and what should be considered, to questions on economic feasibility and balancing of risk between risks arising from leaving the CWAs in place as compared to potential remediation. The final part of the analysis shows who has what role with regards to the problem and recommendations for the future.

The starting point for arguing for responsibility for current conduct in relation to the problem shall be looking at UNCLOS and its applicable provisions. In addition to a general obligation for States to protect and preserve the marine environment under Art. 192, we can also find more specific duties under Art. 194. Art. 194 (1) provides, that all measures consistent with UNCLOS that are necessary need to be taken. By using 'best practicable means at their disposal and in accordance with their capabilities'. This refers to a duty of due diligence and shall therefore be analysed later on in some more detail. Art. 194 (3) gives, that these measures 'shall deal with all sources of pollution of the marine

¹⁹⁵ Cf. Arie Trouwborst (n. 176), p. 179.

¹⁹⁶ Ibid., p. 180.

environment' and shall include those designed to minimize to the fullest possible extent 'the release of toxic, harmful or noxious substances, especially those which are persistent'. Under Art. 194 (5) we find that States shall take measures necessary for protecting and preserving 'rare or fragile ecosystems'.

This raises the question whether only current introduction of pollution to the marine environment by dumping is covered under the relevant provisions or whether the chemical weapons having been dumped in the Baltic Sea in the mid-1940s could be covered too. Even though the dumping happened long ago and was legal at the time, the fact, that it presents an on-going introduction of pollution to the Baltic Sea through the corroding munitions and containers releasing their CWAs warrants the applicability of the relevant provisions on marine protection. In the author's view, this is especially the case since the wording in Art. 194 (1) includes 'pollution of the marine environment from any source' and since the pollution can be prevented, reduced and controlled, at least to some extent. As we know that CWAs are by their very definition harmful and toxic and some CWAs, such as viscous mustard gas and those that form compounds containing arsenic are highly persistent in the marine environment, then this fits the definition in Art. 194 (3a). Furthermore, since the Baltic Sea is a fragile ecosystem and includes species struggling for survival, then it can be said, that even more care and protection in the form of measures needs to be taken.

Through UNCLOS we also find a general duty for States to cooperate under Art. 197 and under Art. 123 concerning more specifically the cooperation of States bordering enclosed or semi-enclosed seas. The specifics of what coordination and endeavours are required under cooperation can be found in Chapter Two. What is important, is that in connection with Art. 198

duty of notification in the case of imminent or actual damage to the marine environment, under Art. 199 the affected States and the competent international organizations shall cooperate 'in accordance with their capabilities, to the extent possible, in eliminating the effects of pollution and preventing or minimizing the damage'. This wording yet again refers to a duty of due diligence and will therefore be returned back to shortly hereafter.

Similarly under the Helsinki Convention on a regional level, we find that States are under a responsibility under Art. 3 (1) to 'individually or jointly take all appropriate legislative, administrative or other relevant measures to prevent and eliminate pollution'. This is done by cooperation through HELCOM as its governing body and the wording once again relates to a duty of due diligence. Art. 5 makes direct reference to harmful substances and provides for the Contracting Parties to implement procedures and measures 'to prevent and eliminate pollution of the marine environment of the Baltic Sea Area caused by harmful substances from all sources.' Nothing in this suggests, that the problem of sea-dumped chemical weapons in the Baltic Sea would not trigger responsibility, especially as chemical weapons are harmful substances, constitute pollution of the marine environment and clearly falls under all sources, despite the chemical weapons being on the seabed since mid-1940s. Additional measures for protecting the marine environment shall be taken in close co-operation with appropriate governmental bodies and possibly together with competent regional and other international organizations under Art. 20 (e). This includes working with relevant scientific, technological and statistical information and promoting scientific and technological research.

The question also arises, whether 'substances or energy introduced, directly or indirectly' under Art. 3 (2) relating to the precautionary prin-

ciple includes chemical weapons dumped in the Baltic Sea. In the author's view it does, despite the chemical weapons being introduced to the marine environment many decades prior to the ratification of the Helsinki Convention, the on-going leaking of the munitions can be held to constitute an introduction of substances to the Baltic Sea. Therefore triggering the application of the precautionary principle in Art. 3 (2) and requiring preventive measures and initiatives to be taken, especially as there are significant risks to all categories stated under Art. 3 (2) for example, hazards to human health and harm to living resources and marine ecosystems.

4.2 Due diligence

Having mentioned, that several provisions in UNCLOS and the Helsinki Convention refer to a duty of due diligence, then it becomes necessary to analyse this slightly further. It needs to be stated, that the focus of this research is on applicable legal regimes and competent institutions, with States clearly being involved in those as Parties. However, the purpose is not to establish State responsibility in strict legal terms, such as negligence for current conduct, as this would need to involve a detailed analysis of what measures and initiatives States have taken, as well as the law on State responsibility and accompanying considerations to argue for ascribing legal responsibility to it in a complete and compelling manner. This would require a lengthy study on its own and/or possibly a panel of experts. Nonetheless, since States are unquestionably of relevance and since due diligence has found its way into this article through the connected consideration on what measures and initiatives could be reasonably expected from States faced with such a problem, then it is important to cover this, as well as shortly make suggestions regarding potential negligence. The primary focus will be on making recommendations for all involved Parties to take

required measures and consider further initiatives, in addition to the ones taking place, on the basis of the applicable legal regimes and furthermore on the basis of the precautionary principle.

Due diligence is held to be an obligation of conduct on the part of a subject of law and is normally applied in an assessment 'whether a subject has met that obligation is that of the responsible citizen or responsible government.'¹⁹⁷ Failure in complying with the standard, often called negligence, 'describes the blameworthiness of the subject as one element of ascribing legal responsibility to it.'¹⁹⁸ Through the Commentary to the Draft articles on Prevention of Transboundary Harm from Hazardous Activities¹⁹⁹ we find further information regarding the content of due diligence. In relation to preventing significant transboundary harm it entails 'a duty to take all necessary measures' or 'at any event to minimize the risk thereof.' Amongst other things, this could involve various measures '...as are appropriate by way of abundant caution, even if full scientific certainty does not exist, to avoid or prevent serious or irreversible damage.'²⁰⁰ A specific articulation of this can be found in principle 15 of the Rio Declaration, which was covered in Chapter Three.

The role played by the precautionary approach/principle in assessing due diligence obligations is considered to be still evolving.²⁰¹ Some scholars maintain, as more *de lege ferenda* views, that '...in the field of climate policy, for example, due diligence would require far-reaching measures from States because of the precaution-

¹⁹⁷ Timo Koivurova, 'Due diligence' (2010) Max Planck Encyclopedia of Public International Law, para. 1.

¹⁹⁸ Ibid.

¹⁹⁹ ILC, 'Draft articles on Prevention of Transboundary Harm from Hazardous Activities, with commentaries' (2001) Yearbook of the International Law Commission, vol. II, Part Two.

²⁰⁰ Ibid., p. 155, para. 14.

²⁰¹ Cf. Timo Koivurova (n. 197), para. 18.

ary principle'.²⁰² It is also of importance, that '... (w)hat would be considered a reasonable standard of care or due diligence may change with time' and therefore '...due diligence in ensuring safety requires a State to keep abreast of technological changes and scientific developments.'²⁰³

Without delving deep into what measures the various States dealing with the problem have taken, in accordance with their capabilities, it suffices to say, that they are currently under a high standard of due diligence, arising from the obligations to protect and preserve the marine environment, as well as precautionary principle being considered applicable. The question remains in the air, whether current conduct and that from recent times, despite the numerous efforts at various levels, for example through HELCOM on a regional level has satisfied the standard of due diligence or can be considered to be negligence, especially considering how much the scientific awareness has arisen in relation to the seriousness of the problem. There are various separate legal questions connected to this that will unfortunately not be discussed in detail given the purpose and available space in the article.²⁰⁴

The author finds it more likely, that negligence can be established in the future in relation to current conduct and that of the upcoming years, if existing measures are not implemented and enforced properly and further measures and initiatives are not taken or at least considered as part of exercising abundant caution. Especially due to the critical time frame regarding the state of corrosion and leakage of the muni-

tions, the fact that we have in the recent years became more aware about the risk of significant or irreversible harm taking place, the consideration of new technological and scientific developments opening new options and environmental concerns gaining prevalence.

4.3 Measures required to be taken

This brings us to looking at which measures and initiatives are required to be continued and implemented and enforced further in relation to the problem. It is a given, that additional scientific studies and evaluations, and increased cooperation and notification must be taken. Having established responsibility to protect the environment and eliminate pollution under several articles of both UNCLOS and the Helsinki Convention at the start of this Chapter, then the recommendations of the 2013 HELCOM Report could be argued to have become requirements and therefore need to be implemented to the fullest extent. The precautionary principle strengthens the argument for protection of the marine environment, humans and their various legitimate uses of the seas in this case. Having covered the recommendations from the 2013 HELCOM Report in full in Chapter Two, then it suffices to say here, that various measures regarding investigating and managing the problem, as well as informing the relevant Parties should be undertaken.

4.4 The need for remediation to be considered and connected aspects

It emanates from the aforementioned articles establishing responsibility in UNCLOS and the Helsinki Convention, as well as the even stronger element of action to be taken in connection with the precautionary principle, that there is the 'the reckoned need of consideration of alternative courses of action' in Judge Cançado Trindade's words in his Separate Opinion in the

²⁰² Ibid.

²⁰³ Cf. Commentary to the Draft articles (n 199), p. 154, para. 11.

²⁰⁴ For example whether the failure to enforce fishing limitations in problem areas constitutes a failure of the obligation of due diligence and therefore opens the door to State responsibility for transboundary harm.

Pulp Mills case. This alternative course of action in the present case is the question whether remediation for example in the form of site-specific recovery could take place. It has for a long time been considered by a number of scientists and international organisations to be best to leave the dump sites undisturbed, especially if they are in deep water.²⁰⁵

‘Although it is nowadays believed that recovery of dumped munition may in some cases be technically feasible, there are serious concerns about the high risks involved both for salvage crews and for the marine environment.’²⁰⁶ Nonetheless, the risk for the salvage crews and for the marine environment through remediation, including recovery needs to be weighed against the risk of leaving the munitions where they are. Since we know, that there is significant risk for irreversible harm from the chemical weapons, then even if a small percentage of CWAs spreads into the water column during recovery operations, then this is a drop in the ocean compared to the steady release of CWAs that is taking place and will take place otherwise. The risks to salvage crews can be minimized using special technologies for recovery and sarcophaging the munitions where the risk is considered too big, both of which shall be referred to later.

Before moving on further to argue for the option of remediation, including recovery to be strongly considered and analysing some connected questions, the basic remediation scenarios shall be listed. Marc Koch and others have listed 4 potential scenarios of remediation.²⁰⁷

The first one being the “Permanent disposal scenario” under which no remediation of areas with dumped ammunition is made.²⁰⁸ Secondly, the “By the way scenario” which means partial remediation of areas with dumped ammunition or contents by chance through fishing or from beaches and the accompanying tackling of dumping sites in the context of concrete building projects.²⁰⁹ Thirdly, the “Hot spot scenario” which means complete remediation only of areas with high risks and/or significant quantities of ammunition.²¹⁰ Finally, the “Full clean up scenario” whereby all known areas with dumped ammunition are completely remediated.²¹¹

In my view the first option is not feasible, considering the risks and uncertainties connected to the problem, since it does not lead to an improvement. The second scenario, is exactly what it says it is and will take place by the way in any case. The fourth option, whilst if done right could lead to the biggest improvement, it may also create significant pollution due to the extent of remediation efforts that would need to take place and is economically and practically unfeasible. This leaves us with the third scenario, whereby detailed considerations for remediation on a site-specific basis would take place. This would involve a determination of the dumping grounds where there is overlap between the areas with the most polluting types of chemical weapons, such as viscous mustard gas and those that form compounds containing arsenic and areas where we know, that the munitions are still largely intact and accessible. When it comes to the “Hot spot scenario”, I have to wholeheartedly agree with Mark Koch and others, that this solution ‘...with the related securing and remediation of confirmed pinpoint dumping sites

²⁰⁵ Tine Missiaen and Jean-Pierre Henriët, ‘Chemical munition dump sites in coastal environments: a border-transgressing problem’ (2015) Renard Centre of Marine Geology, University of Gent, p. 6.

²⁰⁶ Ibid.

²⁰⁷ Marc Koch and others, ‘Chemical and conventional ammunition in the Baltic Sea’ (2014) Marine Biotechnology ERA-NET (ERA-MBT) funded under the European Commission’s Seventh Framework Program.

²⁰⁸ Ibid.

²⁰⁹ Ibid.

²¹⁰ Ibid.

²¹¹ Ibid.

seems to be the most likely realisable alternative from a technical, emission related and economical point of view.²¹² This remediation scenario is considered 'from an ecotoxicological and general risk related point of view' inevitable by Mark Koch and others.²¹³

In the author's view the question of recovery should be considered, as the upcoming years present a timeframe, where it would still be possible to bring up some chemical weapons that present the biggest risk on the basis of current knowledge, before they all rust through and release the CWAs into the marine environment. Regarding recovery and technical feasibility, HELCOM itself has stated in their 2013 Report, that '...the option of recovering dumped chemical munitions should no longer be entirely excluded; rather, it should be considered as an option on a site-specific basis...'²¹⁴

This is the case due to '...the advancement of technological options developed in the context of the offshore oil and gas industry over the past decades' and well developed means for safer disposal of chemical warfare materials.²¹⁵ This needs to be considered together with the fact that chemical weapons and CWAs have been brought up unintentionally with nets by fishermen. If fishermen, who are for the large part not competent to deal with chemical weapons, despite the guidelines that have been issued to them and the equipment they are supposed to have available on board, when operating in the problem areas, then surely if competent institutions, States and other interested actors put their heads together we could come up with a way to remediate, whilst minimizing the risks that arise. In addition to the aforementioned technological advances thanks to the offshore oil and gas

industry, we also have the technology to mine the seabed for resources. If it is possible to do that, in the depths of thousands of metres, then we should be able to also find a way to recover chemical weapons at much shallower waters.

Deciding the method for recovery and the recovery itself will need to involve experts and it would most certainly mean keeping humans at as far of a distance for as many stages of the recovery process as possible, to minimize the risk. This could be achieved with the use of specific robots for this purpose or even a more conventional claw/box like contraption for bringing them up. One could even envision a process for bringing up those chemical weapons that are already leaking CWAs or at high risk of disintegrating, by bringing them up in hermetic containers, potentially together with a part of the surrounding soil (if applicable- for example when they are in a soft soil such as mud). The recoveries would then be lifted into a separate container suitable for these purposes on board of the vessel and most likely taken on land, where the chemical warfare materials would be destroyed in accordance with the CWC. However, in the authors view if the decision is made to recover some of them, then the starting point should be those, for which it makes the most sense to do so on the basis of an expert determination. Those chemical munitions, that fall under the overlap, but for which the risk is considered too high to recover them could be covered with a concrete sarcophagi.²¹⁶ It is held, that this '...may have potentially significant advantages over lifting the corroded

²¹² Ibid.

²¹³ Ibid.

²¹⁴ Cf. HELCOM 2013 (n 11), p. 86–87.

²¹⁵ Ibid.

²¹⁶ This could result in the creation of artificial islands, for which the coastal State has the exclusive right in its EEZ under Art. 60 of UNCLOS.

containers and thus might be regarded in some instances as a more preferable'.²¹⁷

Furthermore, it is considered, that sarcophaging would still be a 'highly costly technique in the context of the precautionary approach'.²¹⁸ This brings us to economic considerations, as the main reason why we have the technology for offshore oil and gas developments and deep-sea mining, is that even though those require hefty sums as investments, they also bring in profits, if the calculations on economic feasibility are done correctly. However, they are harmful to the marine environment to varying extents. Remediation of sea-dumped chemical weapons on the other hand is the complete opposite, as it involves high costs, with the return being simply prevention of further damage from taking place.

Through Principle 15 of the Rio Declaration and the European Commission Communication on the use of the precautionary principle we find mentions for economic considerations, 'cost-effective measures to prevent environmental degradation' and 'examination of the potential benefits and costs of action or lack of action' respectively. Despite even the limited remediation on the basis of determining hot-spots and most likely a mixture of recovery and sarcophaging to be undertaken being highly costly, it is nonetheless the most cost-effective method to tackle the problem in the face of risk of significant harm to the marine environment and potentially to humans. Focusing on hot-spots '...leads to a reduced but in the general context highly efficient solution attempt that does further result in a significant cost reduction compared to less

efficient but more extensive measures'.²¹⁹ Given the uncertainty regarding the problem, it would give us at least some peace of mind, that we have done something to the extent that it is reasonable and economically feasible to do so.

A number of other legal considerations arise from considering and undertaking remediation. The first one being the requirement to do environmental impact assessments prior to remediation. The requirement to undertake complete environmental impact assessments flows more generally from the precautionary principle as covered in the *Pulp Mills* case, where it was accorded the status of customary international law. More specifically, under Art. 206 of UNCLOS States shall assess the potential effects of activities on the marine environment, when there are '...reasonable grounds for believing that planned activities under their jurisdiction or control may cause substantial pollution of or significant and harmful changes to the marine environment'. Of relevance is also Art. 204, which provides for monitoring of risks and Art. 205, which provides for publication of reports. Art. 7 of the Helsinki Convention provides a similar requirement to take environmental impact assessments on the HELCOM level and also connects it to a requirement to '...notify the Commission and any Contracting Party which may be affected by a transboundary impact on the Baltic Sea Area.' Under Art. 194 (2) of UNCLOS 'States shall take all measures necessary to ensure that activities under their jurisdiction or control are so conducted' as to not cause damage by pollution, including transboundary damage.²²⁰

²¹⁷ Alexander Lott, 'Pollution of the Marine Environment by Dumping: Legal Framework Applicable to Dumped Chemical Weapons and Nuclear Waste in the Arctic Ocean' (2015) 57–69 *Nordic Environmental Law Journal*, p. 68.

²¹⁸ *Ibid.*

²¹⁹ Cf. Marc Koch and others (n. 207).

²²⁰ Article 195 of UNCLOS on the duty not to transfer damage or hazards or transform one type of pollution into another might also be applicable. The 2001 Draft Articles on Transboundary Harm and the 1991 Espoo Convention are also of relevance when it comes to transboundary harm.

This means, that since remediation has some risks attached to it, it opens the requirements of environmental impact assessments to be done and relevant Parties to be notified and consulted. Therefore, remediation can also be argued against on the basis of risk of transboundary harm, but furthermore also on the basis of the precautionary principle. This is why it is so important that the contemplation and potential fulfilment of remediation involve experts and all interested Parties and that it shall be done in a calculated and careful way, so that the risks arising from remediation are minimal as compared to the risks of leaving the chemical weapons as they are.

Another question that arises in connection with remediation through recovery is whether obligations for State Parties under the CWC come into effect, given that a State Party to the CWC is not required to declare or destroy chemical weapons dumped at sea before 1985. On this point the answer from Alexander Lott is the most logical and agreeable, he argues, that since Article I (1a) of the CWC relating to prohibited activities includes the wording “otherwise acquire” and “retain” a State Party would need to destroy the chemical weapons in accordance with Article I(2).²²¹ Thereby the recovered or discovered chemical weapons would fall under ‘...Article III(1)(a) and (b) of the CWC, whereby they have to be declared and subsequently destroyed in accordance with either Part IV(A) or Part IV(B) of the Verification Annex’.²²²

This opens the door to many other requirements under the CWC once the chemical weapons have been declared by a State Party, for ex-

ample to provide the chemical weapons destruction plans under Part IV(A) of the Verification Annex (para. 6) and to ‘submit subsequent annual declarations’ under Part IV(A) of the Verification Annex (paras. 29 and 36).²²³ Furthermore, there is a requirement to provide ‘detailed facility information for each of its chemical weapons destruction facilities’ in accordance with Part IV(A) of the Verification Annex (paras. 30–32).²²⁴

4.5 Roles of competent institutions and general recommendations for the future

The final part of this research shall look at which competent institutions have what kind of a role in relation to the problem, as well as general recommendations for the future. Since numerous competent institutions and many States have an extensive role and interest in improving the situation, as well as by extension some NGOs and connected industries, ranging from fishing and salvaging to oil and gas then cooperation is required. This is called for by UNGA Resolution A/RES/65/149. Additionally, all the applicable legal regimes covered to various extents earlier in this article, have provisions relating to cooperation: Art. 197, Art. 123 and Art. 199 of UNCLOS; Art. 7 (3) and Art. 20 (e) of the Helsinki Convention; Art. VIII (1) and Art. VII (3) of the CWC; and Art. 4(3) of the TEU. Whilst EU law has not been covered further, than to demonstrate the prevalence of the precautionary principle, it needs to be stated, that the duty to cooperate and responsibility to take appropriate measures as found in the precautionary principle on the EU level provide in the author’s view as solid arguments as those under international law. Relating to competent institutions, as covered in Chapter Two, we find further mentions and efforts of cooperation, for example: HELCOM has called

²²¹ Alexander Lott, ‘Pollution of the Marine Environment by Dumping: Legal Framework Applicable to Dumped Chemical Weapons and Nuclear Waste in the Arctic Ocean’ (2015) 57–69 *Nordic Environmental Law Journal*, p. 64.

²²² Ibid.

²²³ Ibid.

²²⁴ Ibid.

for further national and/or international studies and has suggested cooperation with OSPAR; the OPCW has issued two statements on 'Broadening International Cooperation on Sea-dumped Chemical Weapons and Promoting the OPCW as a Forum for Voluntary Cooperation on the Issue' and taken other steps towards cooperation; the EU and NATO have cooperated through the MODUM and CHEMSEA projects respectively; and IDUM has provided a forum for all stakeholders to discuss underwater munitions.

Having established, that the duty to cooperate flows from various applicable legal regimes and that the competent institutions have been willing to cooperate in relation to the problem, then it is of uttermost importance to bring all the stakeholders together in a true spirit of cooperation. Given that States surrounding the Baltic Sea are under a duty to protect and preserve the marine environment both under UNCLOS and the Helsinki Convention, then it would be best for these States to push for all the HELCOM recommendations to be fulfilled, especially for further extensive studies to be done in relation to the problem and to consider options for remediation on the HELCOM level. In the author's view this is the case, given the critical timeframe, the particularly vulnerable situation of the Baltic Sea and the plethora of risks and uncertainties that have been demonstrated to arise from the chemical weapons there. Whilst the OPCW and IDUM have promoted themselves as forums for voluntary cooperation, which should definitely be followed up on by States, competent institutions and other interested actors connected to the problem to share information and discuss the issue of sea-dumped chemical weapons, those seem to be best for a more global and long-term option. It could also be possible to extend the geographical scope regionally to include Norway (given the chemical munitions dumped in the Skagerrak) or even an EU wide effort, since

chemical weapons have been dumped from the North Sea and Irish Sea to the Bay of Biscay and the Mediterranean Sea. If that were to be done, then cooperation with OSPAR would become highly relevant.

However, cooperating and taking initiative on the HELCOM level appears to be the most suitable for discussing the problem of sea-dumped chemical weapons affecting the Baltic Sea given the geographical scope of the Helsinki Convention. This is also more likely to result in tangible measures and initiatives faster, including the possibility of taking remediation, which is necessary given the critical time-frame when such measures would still be viable. Nonetheless, cooperation with the other competent institutions mentioned in this article would be necessary and highly beneficial. The OPCW clearly has the knowledge and technological capabilities required for handling and destroying the chemical warfare materials. Similarly, NATO also has important data and technology, especially that relating to AUVs and ROVs. IDUM has amassed a wealth of knowledge in this field, through amongst other things, holding five dialogues on sea-dumped munitions and will most likely have plenty of contacts and expertise on the capabilities and possibilities of the private sector, but also other actors in this regard. The EU will need to be involved in any eventuality, given that it is a party to HELCOM and that 8 of its Member States are facing the problem in the Baltic and that many other EU Member States are facing the problem elsewhere. What measures and/or funds are assigned by the EU to guarantee the high level of protection on the EU level however depends on the current political climate towards environmental problems and the resulting determination of what amount of risk is acceptable. Nonetheless, most of the funds would have to come from the HELCOM Parties.

Conclusion

As has been demonstrated, the problem of dumped chemical weapons in the Baltic Sea after WW II constitutes significant pollution and includes risks of serious harm and damage not only to the marine environment, but also to humans and our many legitimate uses of the sea, ranging from risk to fisherman and beach visitors to risks arising from various offshore activities and projects and even sea-food consumers could potentially be at risk. Even though the chemical weapons have been in the marine environment since the mid-1940s, there are still major scientific uncertainties regarding not only the exact locations and fate of the chemical weapons in the Baltic Sea, but also how it exactly affects the whole ecosystem, its many inhabitants and our uses of the sea. Despite the many scientific studies and projects undertaken by various interested Parties to gain more knowledge about the problem, there exists a responsibility to not only continue to implement and enforce existing measures and initiatives, but to also consider alternative courses of action, such as remediation through a combination of recovery and sarcophaging. The existing measures for example include conducting further research, EIAs and enforcing fishing limitations in the problem areas, but furthermore the recommendations from the 2013 HELCOM Report could be considered to have become requirements. Given that there is a high standard of due diligence, arising from the responsibility to protect and preserve the marine environment under numerous provisions of UNCLOS and to prevent and eliminate pollution of the Baltic Sea Area under multiple provisions of the Helsinki Convention, as well as precautionary principle being considered applicable. Then this means that various measures as are appropriate by way of abundant caution are required to avoid or prevent serious or irrevers-

ible damage. Whilst negligence for current conduct was not established in this research, due to the scope and available space, it was nonetheless suggested that it could already be the case and will most likely be the case, if necessary measures are not taken and remediation considered. Further analysis in the form of studies or expert determinations in this regard is needed.

Whilst further scientific research into the problem and other measures are required, then in the author's view this in itself will not lead to a significant improvement with regards to the problem, given the on-going leakage of CWAs to the marine environment and the upcoming years presenting the critical timeframe where remediation needs to be strongly considered and could potentially be taken. We have for some years had the necessary technology for this purpose and whilst it certainly carries risks and costs, these are minimal in the face of the significant risks and uncertainties that arise from leaving the chemical weapons as they are. Moreover, the risks arising from remediation can be lessened by using new technologies and be considered an effective and proportional measure in terms of the precautionary principle by focusing on hotspots where there is an overlap between the areas with the most polluting chemical weapons and those that could still feasibly be remediated. To tackle the problem through the aforementioned measures to be taken and considered, the duty to cooperate and notify remain of importance, as these are called for, amongst others, by the UNGA Resolution A/RES/65/149. Therefore, the States surrounding the Baltic Sea are under a duty to act and cooperate, most suitably through HELCOM, whilst also including the competent institutions mentioned in this article, as well as any other interested Parties. Having referred to some of the respective roles earlier in this research, the exact specificities of these efforts will be determined by the Parties themselves. It

suffices to say, that the logic behind the original conduct of dumping, that is “out of sight, out of mind” does not pass anymore, since our knowledge and awareness have increased in respect of the problem, as well as environmental concerns

having gained prevalence and on the basis of the arguments in this article, much more needs to be done about the problem in order to avoid irreversible harm and improve the state of the Baltic Sea for current and future generations.

Skyddet av kulturvärden i omställningen till ett koldioxidneutralt samhälle – En studie av det rättsliga skyddet av kulturvärden mot installation av solceller i plan- och bygglagen respektive kulturmiljölagen

*Melina Malafry**

Abstract

Installing solar cells on rooftops is a common measure for reducing a building's external energy consumption and increasing the proportion of renewable energy in the energy system. However, installing solar cells can mean that the general interest in preserving cultural value is negatively affected. This article describes the protection of cultural value by examining the legal protection of cultural value of church monuments according to the Historic Environmental Act (HEA) and "particularly valuable" buildings according to the Planning and Building Act (PBA). Following a general description of the legal protection of culture value follows a presentation of how the protection of cultural value relates to the installation of solar cells in the application of the respective legislation. The article concludes with an analysis of how strong the protection against distortion is for church monuments and "particularly valuable" buildings. The author has found that there are differences in which arguments are given importance for whether a solar cell installation may take place. The author suggests that neither arguments about the reversibility of the installation, nor environmental and climate justifications should be taken into consideration with regard to the design and purpose of the legislation. The author also argues that the protection against distortion, in theory, is stronger for "particularly valuable" buildings, according to the PBA, than for church monuments, according to HEA.

This is especially true since the "use value" of a church is credited with the cultural value of the church. However, the author suggests that a distortion should rarely be allowed, since alternative solutions should be possible. Hence, a distortion of cultural value through the installation of solar cells is not a necessary measure – neither for the climate nor the church's continued operation.

1. Inledning

EU:s föreslagna klimatlag anger att EU ska vara koldioxidneutralt 2050.¹ EU har identifierat att en omställning av energisystemet och införandet av energieffektiviserande åtgärder är två viktiga komponenter för att EU ska nå det utsatta må-

* Melina Malafry, postdoktor i klimat- och energirätt, Uppsala universitet (finansierad av "StandUp for energy"). Denna artikel är skriven inom ramen för projektet *Rätten, hållbar energianvändning och bevarandet av kulturhistoriska värden (REKO)* finansierat av Energimyndigheten (2019–2022). Författaren tackar för värdefulla kommentarer av forskarkollegorna inom REKO samt anonyma granskare. Eventuella kvarstående felaktigheter ska dock endast tillskrivas författaren.

¹ EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING om inrättande av en ram för att uppnå klimatneutralitet och om ändring av förordning (EU) 2018/1999 (Europeisk klimatlag), COM(2020) 80 final, 2020/0036(COD), 4 mars 2020, artikel 2.

let.² Ett koldioxidneutralt samhälle förutsätter dels att andelen förnybar energi ökar i energisystemet, dels att den befintliga bebyggelsen – som i dag står för 40 % av energiförbrukningen inom EU³ – måste göras mer energieffektiv.⁴ En installation av solceller kan bidra till uppfyllelsen av båda dessa mål.

Både klimatmålen och bevarande av kulturvärden är viktiga mål i samhället och inbegrips i de av riksdagen beslutade nationella miljömålen *begränsad klimatpåverkan* respektive *god bebyggd miljö*.⁵ Å ena sidan är en ökning av förnybar energi och energieffektivisering av befintliga byggnader avgörande för att minska utsläpp av växthusgaser och påverkan på klimatet. Å andra sidan är kulturvärden värden som vi ska skydda. För att uppnå miljömålet *god bebyggd miljö* anges specifikt att kulturvärden ska tas till vara och ut-

vecklas.⁶ Vidare anges i politiken för gestaltad livsmiljö att "förvaltning av kulturarvet och kulturmiljövärden har stor betydelse för att uppnå hållbara och attraktiva livsmiljöer".⁷ Kulturvärden innehar också ett rättsligt skydd enligt miljöbalken (MB),⁸ plan- och bygglagen (PBL)⁹ och kulturmiljölagen (KML).¹⁰ Energieffektiviserande renoveringar i allmänhet och installation av solceller i synnerhet kan möta hinder eftersom sådana åtgärder kan *förvanska*¹¹ byggnadens utseende och därmed förstöra byggnadens kulturvärde.¹²

Skyddet av kulturvärden är ett utforskat ämne inom rättsvetenskapen.¹³ Artikeln bygger därför i första hand på lagstiftning, förarbeten samt rättsfall från mark- och miljödomstolarna och beslut från länsstyrelserna, eftersom mål från Mark- och miljööverdomstolen (MÖD), angående solceller och plan- och bygglagen (PBL), är obefintliga. Det finns dock *ett* avgörande från

² Se https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en (hämtad 2021-02-11). I en svensk kontext har även de politiska partierna kommit överens – i *energiöverenskommelsen* – om att Sverige ska ha 100 % förnybar energi i elsystemet till 2040 och noll netto-utsläpp av växthusgaser 2045. Sverige har även en målsättning om 50 % effektivare energianvändning till år 2030. Se Ramöverenskommelse mellan Socialdemokraterna, Moderaterna, Miljöpartiet de gröna, Centerpartiet och Kristdemokraterna, *Energiöverenskommelsen*, 10 juni 2016 samt: <https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2016/11/overenskommelse-om-sveriges-mal-for-energieffektivisering/> (hämtad 2021-02-11) och prop. 2019/20:65, *En samlad politik för klimatet – klimatpolitisk handlingsplan*, s. 29.

³ Energieffektivisering av byggnader inom EU är identifierat som en viktig åtgärd för att uppfylla EU:s gröna giv. En renoveringsvåg är därför att vänta inom EU. Se EU-kommissionen, COM(2016) 860 final, *Clean Energy for All Europeans*, Bryssel 3 november 2016, s. 5.

⁴ Inom projektet *Rätten, hållbar energianvändning och bevarandet av kulturhistoriska värden (REKO)* är en installation av solceller att likställa med energieffektiviserande åtgärder "på" kulturhistoriskt värdefulla byggnader. En installation av solceller leder till att byggnadens energiprestanda höjs och att en annars dåligt isolerad byggnad kan kompensera sin energianvändning.

⁵ Se: <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/> (hämtad 2021-02-11).

⁶ <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/god-bebyggd-miljo/> (hämtad 2021-02-11).

⁷ Se prop. 2017/18:110, s. 65.

⁸ Se 1 kap. 1 §, p. 4. MB. Där står det att miljöbalken ska tillämpas så att "värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas". Det finns även bestämmelser om riksintresse (3–4 kap. MB (främst 3 kap. 6 § MB samt de geografiska områdena utpekade i 4 kap. MB)) samt en möjlighet att bilda kulturrestat i 7 kap. 9 § MB. MÖD har även förtydligat att kulturmiljö inbegrips i termen naturmiljö enligt 12:6 MB, se MÖD 2019:17.

⁹ Se särskilt 2 kap. PBL och 8 kap. 13 § PBL.

¹⁰ Se särskilt 1 kap. 1 § KML.

¹¹ En förvanskning har ingen entydig definition men enligt Boverkets byggföreskrifter (2011: 6), 1: 2212, är det fråga om en *förvanskning* när "åtgärden förändrar byggnadens karaktärsdrag eller skadar någon av de egenskaper som sammantaget ligger till grund för byggnadens eller områdets kulturvärden."

¹² Se 8 kap. 13 § PBL där förvanskningförbudet stadgas och även 4 kap. 2 och 3 §§ KML.

¹³ Se dock Christiernsson, A., Malafry, M. och Lalander Malmsten, E., *Skydd av kulturvärden vid fönsterbyte: en kommentar till MÖD 2019:25*, 2020, JP miljönät. Se: https://www.jpinfo.net-se.ezproxy.its.uu.se/JP-Miljonet/Analyser-och-referat/Analyser-och-referat/d_4088544-skydd-av-kulturvarden-vid-fonsterbyte_-en-kommentar-till-mod-2019_25--analys (hämtad 2021-02-11).

Högsta förvaltningsdomstolen (HFD), angående solceller och kulturmiljölagen (KML), som kommer att beaktas vad gäller tillståndsprövningen enligt KML. Även tillgängliga rapporter från Riksantikvarieämbetet och Boverket har beaktats.¹⁴

I den här artikeln undersöks hur byggnaders kulturvärden skyddas i förhållande till installation av solceller. Solceller har potential att vara en viktig del av ett koldioxidneutralt energisystem. Solen är den enda energikälla som direkt tillförs jorden. Ett sätt att producera förnybar energi är att omvandla solens energi till elektricitet genom solceller. Installation av solceller har ökat markant de senaste åren och ses av enskilda husägare och Svenska kyrkan som ett bra sätt att bidra till ett mer klimatsmart energisystem och samtidigt vara självförsörjande på el. Dessutom har solceller blivit allt billigare och det finns olika stödsystem inrättade för just solceller.¹⁵ Det finns således många skäl till varför man vill investera i solceller.

I artikeln redogörs för vilket skydd kulturvärden har mot *förvanskning* vid installation av solceller enligt PBL och KML, både i lagstiftningen och i rättstillämpningen.¹⁶ I artikeln redogörs särskilt för vilka skäl/argument som accepteras av rättstillämpande myndighet. Argument om solcellsinstallationens *reversibilitet* framförs ofta i mål enligt KML och PBL, som ett argument för att åtgärden inte innebär en förvanskning, då installationen lätt kan monteras ned. Frågan är

hur rättstillämpande myndigheter beaktat solcellsinstallationens reversibilitet i rättstillämpningen och hur ett sådant argument förhåller sig till lagstiftningens syfte. Klimat- och miljöargument framförs ofta som skäl till att installationen ska beviljas, med motiveringen att klimatskälerna borde väga tyngre än intresset av att bevara kulturvärden. Frågan är *hur* och *var* dessa miljö- och klimatargument beaktas av rättstillämpande myndighet, särskilt nu när klimatfrågan blivit alltmer aktuell. Slutligen jämförs det rättsliga skyddet för kyrkliga kulturminnen i KML och skyddet för "särskilt värdefulla" byggnader etc. i PBL.¹⁷ Den övergripande frågan som ämnas besvaras i artikeln är om *rätten* säkerställer att kulturvärden bevaras – för nuvarande och kommande generationer – i omställningen till ett koldioxidneutralt samhälle.

2. Incitament för att investera i solceller

Det finns en stark politisk vilja – både på EU-nivå och på nationell nivå – att styra mot ett koldioxidneutralt samhälle. Om EU:s förslag till klimatlag blir verklighet finns det ett bindande mål om att EU ska ha nått klimatneutralitet innan 2050.¹⁸ Det finns ett antal lagstiftningar på området som ger incitament att styra mot ett koldioxidneutralt samhälle. I syfte att minska den externa energianvändningen i befintliga byggnader har bland annat lagstiftning om energideklarationer av byggnader och statligt stöd för installation av solceller antagits.

Direktiv (2002/91/EG) om byggnaders energiprestanda är ett viktigt direktiv när det kommer till energifrågor och bebyggelse. Syftet med direktivet är att främja en förbättring av energi-

¹⁴ Riksantikvarieämbetet är den myndighet i Sverige som ansvarar för frågor om kulturarv och kulturmiljöer. Boverket är Sveriges expertmyndighet angående PBL-frågor. Agerar även som rådgivande tillsynsmyndighet.

¹⁵ I budgetpropositionen 2017/18:1 anges att 900 miljoner kr har avsatts för investeringsstöd för solceller mellan 2018–2020. Se förordning 2009:89 om statligt stöd till solceller.

¹⁶ Se 9 kap. 2 §, 3 c och 9 kap. 3 c § samt 8 kap. 13 § PBL vad gäller "särskilt värdefulla" byggnader. Se 4 kap. 3 § och 4 kap. 2 § KML samt RÅ 2007 ref. 75 för kyrkliga kulturminnen.

¹⁷ 8 kap. 13 § PBL.

¹⁸ Se EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING om inrättande av en ram för att uppnå klimatneutralitet och om ändring av förordning (EU) 2018/1999 (Europeisk klimatlag), COM(2020) 80 final, 2020/0036(COD), 4 mars 2020, artikel 2.

prestanda i byggnader.¹⁹ Enligt huvudregeln i artikel 4.1 ska medlemsstaterna vidta nödvändiga åtgärder för att se till att minimikrav fastställs för byggnaders energiprestanda. I direktivets artikel 4.3 finns det ett undantag för kulturhistoriskt värdefulla byggnader. I den svenska implementeringen, lagen (2006:985) om energideklARATIONER för byggnader och förordning (2006:1592) om energideklARATIONER för byggnader, finns det dock inget undantag för kulturhistoriskt värdefulla byggnader.²⁰ Detta innebär att en energideklARATIONER måste upprättas vid en försäljning av en kulturhistoriskt värdefull byggnad enligt 6 § lagen om energideklARATIONER. I en tidigare proposition angavs ett förslag på undantag från att upprätta en energideklARATIONER för kulturhistoriskt särskilt värdefulla byggnader. Riksantikvarieämbetet ansåg dock att det inte var nödvändigt att undanta särskilt värdefulla byggnader från kravet.²¹ Inför implementeringen av direktiv (2002/91/EG) om byggnaders energiprestanda diskuterades istället hur kulturvärden skulle tillförsäkras skydd.²² Utredningen förordade att oberoende experter inom energifrågor även skulle inneha adekvat utbildning inom lagstiftning rörande kulturmiljöfrågor för att undvika att kulturvärden förstörs i syfte att energieffektivera. Tanken med detta är att energirådgivarna ska kunna ge förslag på hur man kan motverka att bl.a. kulturhistoriska värden går förlorade.²³

Istället för att undanta särskilt värdefulla byggnader från kravet på energideklARATIONER

har man således genom föreskrifter reglerat hur energirådgivarna ska lämna råd, i syfte att kulturvärden inte ska gå förlorade i processen.²⁴ I Boverkets föreskrifter anges att energirådgivaren inte får lämna råd som påverkar kulturvärdet negativt. Bland annat framgår av Boverkets föreskrifter i 3 § att inga åtgärder får föreslås av energirådgivaren som kan skada kulturvärden på vissa skyddade byggnader samt att hänsyn ska tas till kulturvärden i en vidare bemärkelse.²⁵ Enskilda kan dock i strävan att erhålla en bättre energideklARATIONER investera i t.ex. solceller, på eget bevåg eller efter rekommendation från energirådgivare, även om en sådan installation riskerar att förvanska en särskilt värdefull byggnad.

Förordning (2009:689) om statligt stöd till solceller ger ytterligare ekonomiska incitament att investera i solceller. Syftet är att användningen av solcellssystem och den årliga produktionen från solceller ska öka och att systemkostnaderna ska minska, för att bidra till bl.a. omställningen av energisystemet.²⁶ 900 miljoner kronor har avsatts för investeringsstöd för solceller mellan 2018–2020.²⁷ Enligt förordningens 2 § kan bidraget lämnas till privatpersoner, kommuner och företag.

Det finns således ekonomiska incitament för att vara "klimatsmart" – genom såväl kravet på energideklARATIONER som stödet för installation av solceller – vilket är positivt. I strävan att bli energi- och klimatsmart kan dock kulturvärden förvanskas, om rättstillämpande myndigheter inte upprätthåller det skydd som lagstiftningen

¹⁹ Direktiv (2002/91/EG) om byggnaders energiprestanda, artikel 1.

²⁰ Se 2 § förordning om energideklARATIONER. Det finns dock undantag för kyrkor. Se 2 §, p. 1 "Byggnader som huvudsakligen används för andakt eller religiös verksamhet."

²¹ Prop. 2005/06:145, s. 64 ff.

²² SOU 2005:67 EnergideklARATIONER. Metoder, utformning, register och expertkompetens. Slutbetänkande om byggnaders energiprestanda.

²³ SOU 2005:67, s. 80.

²⁴ Boverkets författningssamling (BFS) 2007:4 BED 1, se 3 och 4 §§ rörande kulturvärden.

²⁵ Se <https://www.boverket.se/sv/lag--ratt/forfattningssamling/gallande/bed---bfs-20074/> (hämtad 2021-02-11). Jfr 2 kap. 6 § och 8 kap. 17 § PBL.

²⁶ Förordning (2009:689) om statligt stöd till solceller, 1 §.

²⁷ Se budgetpropositionen 2017/18:1.

erhåller. I det följande redogörs för det grundläggande skyddet för kulturvärden i PBL.

3. Skydd av kulturvärden i plan- och bygglagen

3.1 Plan- och bygglagens syfte – en "hållbar livsmiljö"

I PBL:s portalparagraf anges att lagen ska främja en "god och långsiktigt hållbar livsmiljö för människorna i dagens samhälle och för kommande generationer." Lagen tillämpas vid både planläggning och byggande m.m.²⁸

PBL fokuserar primärt på *människans* livsmiljö jämfört med miljöbalken där naturen anses ha ett egenvärde.²⁹ Tillägget om en hållbar livsmiljö gjordes 1993 i den äldre PBL (ÄPBL), främst i syfte att tydliggöra att även miljö- och kretsloppsfrågorna hör hemma i samhällsplaneringen. Bevarandet av kulturvärden, som del i en hållbar livsmiljö, diskuterades dock inte specifikt. I äldre förarbeten anges däremot i den allmänna motiveringen till lagen att en långsiktigt hållbar utveckling endast kan ske om "grundläggande sociala strävanden beaktas och om hänsyn tas till behovet att hushålla med naturresurser och energi samt att långsiktigt bevara värdefulla natur- och kulturvärden."³⁰ Att bevarade kulturvärden ingår i lagstiftningens syfte om en hållbar livsmiljö kan även utläsas av PBL:s materiella regler i 2 och 8 kap.³¹ En "hållbar livsmiljö" inbegriper således bevarandet av kulturvärden.

²⁸ Se 1 kap. 1 § PBL. Se även prop. 1985/86:1, s. 57.

²⁹ 1 kap. 1 § MB.

³⁰ Se prop. 1985/86:1, s. 57.

³¹ Se 1 kap. 1 § PBL och 2 kap. PBL samt specifika skyddsbestämmelserna i 8 kap. 13 § PBL och 8 kap. 17 § PBL. Även MÖD har nyligen uttalat att kulturmiljö inbegrips i begreppet naturmiljö varför begreppet "hållbar livsmiljö" torde innebära att även kulturvärden måste bevaras för att utvecklingen ska vara hållbar. Se MÖD 2019:17.

3.2 Plan- och bygglagens hänsynsregler

En viktig utgångspunkt är 2 kap. 1 § PBL där det anges att vid lagens tillämpning ska hänsyn tas både till allmänna och enskilda intressen.³² Krav på att en proportionalitetsbedömning ska ske följer av Tilläggsprotokoll 1, artikel 1 EKMR samt praxis.³³ *Proportionalitetsprincipen* genom-syrar hela den förvaltningsrättsliga tillämpningen.³⁴ Åtgärder till förmån för det allmänna måste stå i rimlig proportion till exempelvis den enskildes egendomsskydd för att begränsningen ska anses vara befogad.

En proportionalitetsbedömning³⁵ är dock inte endast en bedömning om ett beslut, att inte få vidta en viss åtgärd, är proportionerlig gentemot den enskildas egendomsskydd. Åtgärden som vidtas måste även vara både *lämplig* och *nödvändig* för att åtgärden ska anses vara proportionerlig.³⁶ I detta sammanhang betyder det att bevarande av kulturvärden står emot den enskildes rätt att få utföra en viss åtgärd på sin fastighet (t.ex. installera solceller). Om syftet är att minska driftkostnader/minska sin externa en-

³² HD har uttalat att vid avvägning enligt 2 kap. 1 § plan- och bygglagen kan olika intressen stå mot varandra. HD uttalade att: "Ett tydligt fall är när enskilda intressen står mot allmänna. Men det kan också vara fråga om en avvägning mellan olika enskilda intressen eller mellan olika allmänna intressen." HD betonade dock att en klassisk proportionalitetsbedömning utgör ett centralt moment i bedömningen som ska göras enligt 2 kap. 1 § PBL. Se NJA 2016 s. 868 s. 6. En avvägning mellan två allmänna intressen, särskilt vad gäller "klimatåtgärder" och kulturvärden har dock aldrig gjorts av MÖD mot bakgrund av 2 kap. 1 § PBL.

³³ Se t.ex. Regeringsrätten i *Fläckebo*, som uttalar att "En inskränkning från det allmänna sida av den enskildes rätt att använda sin egendom förutsätter att det föreligger en rimlig balans eller proportionalitet mellan vad det allmänna vinner och den enskilde förlorar på grund av inskränkningen.", RÅ 2007 ref. 75.

³⁴ Se t.ex. Strömberg, H., och Lundell, B., Allmän förvaltningsrätt, 2011, s. 72.

³⁵ En proportionalitetsbedömning sker enligt 2 kap. 1 § PBL men även i ärenden enligt KML, vilket framgår av praxis. Se t.ex. RÅ 2007 ref. 75.

³⁶ Se SOU 2010:29 s. 183 f. Se även NJA 2016 s. 868 s. 6.

ergiförbrukning, är frågan om detta kan ske på ett mindre ingripande sätt. Är det en *lämplig* och *nödvändig* åtgärd för att uppnå syftet? Om den enskilda har angelägna skäl för att t.ex. installera solceller får det allmänna intresset av att bevara kulturvärden ibland ge vika. Oftast är det dock möjligt att utföra en åtgärd som uppnår samma syfte utan att påverka det kulturhistoriska värdet. När det gäller solceller kan de installeras på andra platser där de t.ex. inte är lika synliga.

Att hänsyn ska tas till allmänna bestämmelser i bygglovsprövningen framgår av en rad bestämmelser i 2 kap. PBL. Vid ärenden enligt PBL ska enligt 2 kap. 3 § PBL hänsyn bl.a. tas till natur- och kulturvärden och miljö- och klimataspekter i syfte att främja en "långsiktigt god hushållning med mark, vatten, energi och råvaror samt goda miljöförhållanden i övrigt."³⁷ Här finns det således visst stöd för att den sökta åtgärden ska vara "hållbar" och att åtgärdens påverkan på kulturvärden ska beaktas vid prövningen. Det finns dock ingen konkret bestämmelse som gör en avvägning mellan kulturvärden och klimatintressen möjlig i den enskilda bygglovsprövningen.

Enligt 2 kap. 6 § PBL ska vid planläggning samt ärenden om bygglov etc. "bebyggelse och byggnadsverk utformas och placeras på den avsedda marken på ett sätt som är lämpligt med hänsyn till" bl.a. "stads- och landskapsbilden" och "natur- och kulturvärdena på platsen".³⁸ Det stadgas även att:

"vid planläggning och i andra ärenden samt vid åtgärder avseende byggnader som inte ingår i ett ärende enligt denna lag ska bebyggelseområdets särskilda historiska, kulturhistoriska, miljömässiga och konstnärliga värden skyddas. Ändringar och tillägg i bebyggelsen ska göras varsamt så

att befintliga karaktärsdrag respekteras och tillvaratas."³⁹

Den sista delen av paragrafen samlar även upp sådana åtgärder som inte kräver bygglov eller planering. Kulturvärden inom ramen för bl.a. förvanskingsförbudet i 8 kap. 13 § och varsamhetskravet i 8 kap. 17 § PBL måste således alltid beaktas. Installation av solceller på "särskilt värdefulla" byggnader etc. – utanför detaljplanlagt område – kan således strida mot förvanskingsförbudet även om installationen inte kräver bygglov. En solcellsinstallation som strider mot förvanskingsförbudet kan komma åt endast genom tillsyn, vilket inte är ett ändamålsenligt sätt att skydda kulturvärden. Tillsynsmyndigheten kan endast i efterhand förelägga om att rättelse ska ske, dvs. kräva att solcellerna ska monteras ner. Även om det är möjligt att återställa taket i ursprungligt skick är det inte säkert att ett sådant föreläggande anses *proportionerligt* enligt 2 kap. 1 § PBL, då det faktum att den enskilde redan har gjort en investering talar för att det enskilda intresset kan tillmätas stor betydelse vid en proportionalitetsbedömning. Om inte den enskilde rådgör med sakkunnig innan installationen sker kan därför viktiga kulturvärden förvanskas.

3.3 Vad är en "särskilt värdefull byggnad" enligt plan- och bygglagen?

De byggnader som skyddas mot förvanskning i PBL är "särskilt värdefulla" byggnader m.m. som exemplifieras i 8 kap. 13 § PBL. Där anges att byggnader och bebyggelseområden etc. inte får förvanskas om de är "särskilt värdefulla" utifrån "historisk, kulturhistorisk, miljömässig eller konstnärlig synpunkt." Inkluderat här är således inte bara gamla hus från 1700–1800-talet utan det kan likväl vara ett bevarat bebyggelse-

³⁷ 2 kap. 3 § p. 2 PBL.

³⁸ 2 kap. 6 § p. 1 PBL.

³⁹ 2 kap. 6 § sista stycket.

område med enbart 70-talshus eller en helt ny byggnad som är skyddsvärd från konstnärlig synpunkt. Begreppet *särskilt värdefull byggnad etc.* är alltså ett vidare begrepp än kulturhistoriskt värdefulla byggnader enligt KML.⁴⁰ För att en byggnad ska anses särskilt värdefull behöver byggnaden inte vara av byggnadsminnesklass enligt KML. I förarbetena anges att ett tillräckligt motiv kan vara att byggnaden är representativ för tidigare samhälleliga och estetiska ideal, eller ger en god uppfattning om tidigare sociala villkor för en viss samhällsgrupp.⁴¹ Skyddet gäller generellt och kan alltså hävdas i varje enskilt lov- eller tillsynsärende.

I MÖD 2012:13 poängterade domstolen att det varken krävdes att byggnaden var skyddad som byggnadsminne enligt KML eller detaljplan för att den skulle erhålla skydd enligt förvanskningförbudet och varsamhetskravet, samt att det inte fanns någon skyldighet att en bedömning av fastighetens kulturvärde skulle ha kommunicerats med fastighetsägaren innan frågan uppkom vid eventuell lovansökan. Avgörandet innebär således att det inte finns några formella kriterier som ska vara uppfyllda för att en byggnad ska skyddas enligt förvanskningförbudet och att det inte finns någon kommuniseringskyldighet från kommunens sida att uppmärksamma att byggnader och byggelseområden omfattas av 8 kap. 13 § PBL. Om en byggnad omfattas av förvanskningförbudet är istället något som den enskilde är skyldig att själv ta reda på. Det är viktigt att poängtera att det inte heller krävs att ett riksintresse är utpekats på förhand. Att en byggnad är "särskilt värdefull" kan bestämmas utifrån bevarandeprogram och kulturmiljöstrategier etc. eller identifieras i detalj-

planer, men för att skyddet i 8 kap. 13 § ska gälla krävs inget formellt utpekande.

3.4 Förbud mot förvanskning m.m.

Förbudet mot förvanskning, som återfinns i 8 kap. 13 § PBL, är generellt och gäller även om det inte sker någon prövning enligt PBL.⁴² Förbudet är kopplat till och påverkar tillämpningen av ett flertal andra bestämmelser. "Särskilt värdefulla" byggnader m.m. enligt 8 kap. 13 § omfattas ofta av bygglovsplikt även om åtgärder på övriga byggnader är undantagna.⁴³ Bestämmelsen är relativt strikt utformad. Förutom att det måste vara proportionerligt, enligt 2 kap. 1 § PBL, att hindra åtgärden mot bakgrund av det allmänna intresset att skydda kulturmiljön, finns det inga undantagsbestämmelser från förvanskningförbudet.

Vad som menas med förvanskning är inte närmare bestämt i PBL eller dess förarbeten. I praxis har det dock diskuterats.⁴⁴ Ett intressant avgörande från MÖD avsåg bygglov för fasadändring på terminalbyggnaden vid resecentrum i Uppsala kommun. MÖD ansåg att en sådan fasadändring var att se som en förvanskning av såväl byggnaden i sig som stationsområdet och därför stred mot bestämmelsen i 8 kap. 13 § PBL om förbud mot förvanskning av byggnader och bebyggelseområden.⁴⁵ MÖD beaktade särskilt att Uppsala som bebyggelseområde i sin

⁴² Jfr 2 kap. 6 § sista stycket.

⁴³ Se utformning av undantagsbestämmelse från bygglovsplikt vad gäller solceller (9 kap. 3 c § punkt 2 PBL) och Attefallshus (9 kap. 4 d §, punkt 2 PBL (kopplar till 9 kap. 4 a–c §§ PBL). Byggnader som omfattas av 8 kap. 13 § PBL anges i dessa bestämmelser inte omfattas av undantagsbestämmelsen.

⁴⁴ Se t.ex. RÅ 1997 ref. 77 (ändrad taktäckning från tegel till plåt i en värdefull bebyggelsemiljö (Smögen) ansågs av HFD vara en förvanskning), RÅ 1998 ref. 17 I och II (insättning av takfönster respektive takkupa i Kiviks fiskeläge ansågs vara en förvanskning). Se också Mark- och miljööverdomstolens dom den 19 oktober 2017 i mål nr P 784-17 som refereras i avsnittet ovan.

⁴⁵ MÖD 2017:60.

⁴⁰ Rekvisitetet för byggnadsminne är *synnerligen högt kulturhistoriskt värde*, se 3 kap. 1 § KML. Kyrkliga kulturminnen skyddas dock direkt i lagen baserat på ett åldersrekvisit, oavsett faktiskt kulturvärde, se 4 kap. 3 § KML.

⁴¹ Prop. 1985/86:1, s. 510.

helhet är skyddat som riksintresse. Vad avser terminalbyggnaden ansågs åtgärden bryta mot den "strama och karaktärsgivande fasaden" och därmed utgöra en förvanskning. Någon diskussion huruvida syftet bakom åtgärderna, som bl.a. handlade om energieffektivisering (utbyte av entrédörrar), hade någon betydelse för prövningen kan inte utläsas av domskälen.

Enligt Boverket är ett *förvanskningsförbud* inte lika med ett *förändringsförbud*. Boverket anger att det är de egenskaper som gör byggnaden särskilt värdefull som är skyddade genom förvanskningsförbudet. De föreslår att en sakkunnig ska avgöra om det finns risk för att en förändring skadar det skyddsvärda.⁴⁶ I Boverkets byggregler (2011:6) anges att:

"Vid prövning av om en åtgärd medför en förvanskning bör det klarläggas om åtgärden förändrar byggnadens karaktärsdrag eller skadar någon av de egenskaper som sammantaget ligger till grund för byggnadens eller områdets kulturvärden."⁴⁷

Det finns dock ingen allmän diskussion om huruvida en installation av solceller generellt utgör en sådan ändring som innebär en förvanskning, utan det beror på omständigheterna i det enskilda fallet.

En installation av solceller omfattas även av varsamhetskravet i 8 kap. 17 § PBL, då installationen kan innebära en ändring av takutformningen. Kravet innebär att underhållande åtgärder ska ske *varsamt*, utan att det kulturella värdet påverkas. Hänsyn ska tas till byggnadens karaktärsdrag⁴⁸ och man ska ta till vara byggnadens

tekniska, historiska, kulturhistoriska, miljömässiga och konstnärliga värden.

Skyddet av kulturvärden är således relativt starkt i teorin. I praktiken har det dock visat sig att kulturmiljön inte får det skydd som PBL tillhandahåller.⁴⁹ Riksantikvarieämbetet har genom en rikstäckande undersökning konstaterat att lagen inte tillämpas på ett tillfredsställande sätt och att det starka skyddet inte får genomslag i praktiken. Undersökningen indikerar att den felaktiga tillämpningen främst beror på bristfällig kompetens bland energirådgivare samt bygglovshandläggare.⁵⁰

4. Bygglov för solceller enligt plan- och bygglagen

4.1 När krävs det bygglov för solceller?

Huvudregeln är att det krävs bygglov för installation av solceller om installationen antingen innebär en ändring av taktäckningsmaterial eller "avsevärt påverkar" byggnadens utseende.⁵¹ Genom prop. 2017/18:197 infördes dock en undantagsbestämmelse som innebär att installation av solceller inte kräver bygglov under vissa förutsättningar.⁵² Bestämmelsen – som nu återfinns i 9 kap. 3 c § PBL innebär mer precist att bygglov inte krävs för att "på en byggnad montera solcellspaneler och solfångare som föl-

drag leder lätt tanken till enstaka unika detaljer hos den enskilda byggnaden, istället för att lyfta fram det som verkligen karaktäriserar en byggnad och dess samspel med omgivningen. Istället bör det framgå att bestämmelsernas allmänna varsamhetskrav innebär att också estetiska och kulturhistoriska kvaliteter i den vardagliga bebyggelsemiljön ska tas till vara. Det kan röra sådant som byggnadsmaterial, takutformning, färgsättning och form, det vill säga karaktärsdrag som kan bevara en tidstypisk eller på annat sätt eftersträfvärd bebyggelsemiljö." Se prop. 1997/98:117, s. 21.

⁴⁹ Riksantikvarieämbetet, *Kulturvärden försvinner i bygglovsprocessen*, 2018.

⁵⁰ Riksantikvarieämbetet, *Kulturvärden försvinner i bygglovsprocessen*, 2018.

⁵¹ 9 kap. 2 § 3 c PBL.

⁵² Prop. 2017/18:197, s. 7 ff.

⁴⁶ <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/teman/kulturvarden/kulturvarden-i-plan---och-bygglagen/krav-pa-byggnadsverk-och-tomter/forvanskningsoforbudet> (hämtad 2021-02-11).

⁴⁷ Boverkets byggregler (2011:6), 1:2212.

⁴⁸ Tidigare var det *särdrag* som diskuterades, nu *karaktärsdrag*. I förarbetena, i samband med en lagändring 1999, motiverades ändringen med att: "Begreppet sär-

jer byggnadens form även om byggnadens yttre utseende påverkas avsevärt.”⁵³ För installation av solceller på byggnader som omfattas av förvanskningsförbudet – alltså de byggnader som anses vara ”särskilt värdefulla” – krävs dock fortsatt bygglov, enligt 9 kap. 3 c §, andra stycket, p. 2 PBL.

Vid en bygglovsprövning enligt PBL ska både enskilda och allmänna intressen beaktas.⁵⁴ Av 9 kap. 30 § framgår det att bl.a. de allmänna bestämmelserna i 2 kap. och 8 kap. 13 § PBL ska vara uppfyllda för att bygglov ska kunna beviljas.⁵⁵ MÖD klargjorde även i MÖD 2019:25 att förvanskningsförbudet och varsamhetskravet är en del av lovpliktsfrågan, dvs. bedömningen av om en förändring ”avsevärt påverkar” en byggnads utseende. För att en installation av solceller ska godkännas på byggnader eller inom bebyggelseområden som är särskilt värdefulla från historisk, kulturhistorisk, miljömässig eller konstnärlig synpunkt krävs således att installationen görs på ett sådant sätt att inte byggnaden eller bebyggelseområdet förvanskas. Det är alltså både byggnader och bebyggelseområden som skyddas, varför det inte bara krävs att byggnadens karaktärsdrag respekteras och tillvaratas, utan även bebyggelseområdets – oavsett den specifika byggnadens kulturvärde.

Av förarbetena framgår att anledningen till att installation av solceller inte är bygglovsbefriad inom särskilt värdefulla områden är att lagstiftaren har velat minska risken för att histo-

riska, kulturhistoriska, miljömässiga och konstnärliga värden ska gå förlorade.⁵⁶ Vidare anges dock att 9 kap. 3 c § andra stycket p. 2 PBL kan ge upphov till tillämpningssvårigheter, särskilt i beaktande av att det inte krävs att byggnader/bebyggelsemiljöer som omfattas av förvanskningsförbudet är utpekade på förhand. Regeringen anser därför att det är av stor vikt att kommunerna informerar om hur undantaget är tänkt att fungera och vilka krav som följer av PBL, i syfte att undvika att undantagsbestämmelsen tillämpas fel.⁵⁷

4.2 När har domstolen beviljat bygglov för solceller på ”särskilt värdefulla” byggnader?

Det finns några avgöranden där bygglov för solceller har behandlats.⁵⁸ Frågan har framförallt bedömts av MMD vid Nacka tingsrätt och det finns inget avgörande från högre instans (MÖD).⁵⁹ Trots att det är samma domstol som har avgjort målen som presenteras nedan har

⁵⁶ Prop. 2017/18:197, s. 16.

⁵⁷ Prop. 2017/18:197, s. 16. Bedömningen sker i det enskilda fallet, se t.ex. prop. 2016/17:151, s. 53. Jämför dock utgången i MÖD 2012:13 där domstolen uttalade att det inte fanns någon kommuniseringskyldighet från kommunens sida. Det motsäger dock inte att det är viktigt att kommunerna kommunicerar att byggnader faller inom 8 kap. 13 § PBL i syfte att säkerställa att lagstiftningen tillämpas korrekt.

⁵⁸ Domar från mark- och miljödomstolen i Nacka mellan 2018 och 2020 har beaktats. Det finns även ett avgörande där ett tegelrött tak skulle bytas ut till svarta solcellspaneler, vilket MMD inte ansåg uppfylla varsamhetskravet, se mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 1 juli 2015 i mål nr P 2137-15. Därutöver finns en dom från annan domstol. Se Mark- och miljödomstolen i Växjö dom den 13 januari 2020 i mål nr P 5856-19.

⁵⁹ Ärenden där bygglov beviljats för installation av solceller överklagas normalt inte då det sällan finns en motpart i bygglovsärenden för solceller. De mål som hänvisas till nedan har därför gemensamt att installation av solceller nekats i lägre instanser (byggnadsnämnd och länsstyrelse) med hänsyn till förvanskningsförbudet och varsamhetskravet. De fall som överklagats till MMD är alla ärenden där byggnadsnämnden nekat bygglov för installation av solceller.

⁵³ 9 kap. 3 c § 1 st. PBL.

⁵⁴ 2 kap. 1 § PBL.

⁵⁵ Även om allmänna intressen ska beaktas inom ramen för 2 kap. PBL finns det ingen avvägningsmöjlighet utöver den avvägning som ska göras enligt 2 kap. 1 § PBL. Enligt HD i NJA 2016 s. 868 kan dock allmänna intressen vägas mot varandra med stöd av den bestämmelsen, men poängterar att bestämmelsen främst ska användas som en proportionalitetsbedömning. En avvägning mellan klimat- och kulturskäl har dock aldrig gjorts i den enskilda bygglovsprövningen.

utgången varierat. Det kan dock noteras att i de mål där MMD bedömde att installationen innebar en förvanskning beviljades inte prövnings-tillstånd (PT) i MÖD.⁶⁰ Det fall där installationen *inte* ansågs innebära en förvanskning, överklagades inte till MÖD.⁶¹

I målet *Filen* ansåg domstolen att en installation av solceller skulle innebära en förvanskning av byggnaden, som befann sig i ett särskilt värdefullt bebyggelseområde, och överklagandet beviljades därför inte.⁶² Domstolen gjorde till synes ingen egen bedömning av förvanskningensförbudet utan konstaterade endast att installationen skulle medföra en förvanskning. Domstolen poängterade dessutom särskilt att "[d]en omständigheten att solcellerna enkelt kan monteras ned och avvecklas samt att installationen av solceller varken skadar byggnaden eller fasaden påverkar inte denna bedömning."⁶³

Under 2019 avgjorde domstolen i Nacka två mål angående solceller på byggnader som omfattades av skyddet i 8 kap. 13 § PBL varav bygglov beviljades i det ena (*Folksagan*) med motiveringen att solcellerna enkelt kunde monteras ned.⁶⁴ Sökanden åberopade här klimatskäl och hänvisade till energimålen. Sökanden ansåg att klimatskälens borde väga tyngre än kulturskälens.

MMD noterade att området var "särskilt värdefullt" och att byggnaden således omfattades av förvanskningensförbudet och att bygglov därför krävdes. MMD konstaterade att det inte förelåg hinder i detaljplan mot att uppföra solpaneler. MMD ansåg att installationen inte kommer att påverka byggnadens form och att "panelerna kommer att placeras ovanpå takpannorna, dvs. de är lätt avtagbara och då återgår taket till sin ursprungliga utformning." MMD ansåg därför att kulturvärdet ej förvanskades. Vidare noterade MMD att just de här taken var relativt flacka och två våningar höga. Intrycket av solpanelerna skulle därför bli begränsat för omgivningen. MMD beviljade installationen med den motive-ringen. Målet överklagades aldrig till MÖD.

Två dagar senare avgjorde samma domstol ett annat mål (*Betlehems kyrkan*) som handlade om installation av solceller, men där utgången blev den motsatta.⁶⁵ Domstolen avtog överklagandet och instämde i länsstyrelsens motive-ring, att installation både innebar en förvanskning och inte uppfyllde varsamhetskravet.⁶⁶ Sökanden hade främst angett klimatskäl till sin ansökan och ansåg att de skälens borde väga tyngre än intresset att bevara kulturvärdena intakta. De aktuella solcellerna var mattsvarta och skulle enligt sökanden endast förändra utseendet marginellt, varför det argumenterades för att de borde tillåtas. Länsstyrelsen noterade att området var inom detaljplan, att det fanns ett bevarandeprogram där byggnaden (kyrkan) var utpekad och att kyrkan låg inom riksintres-seområde för kulturmiljövård. Byggnaden hade även ett högt kulturvärde i kommunens kultur-miljöinventering. Länsstyrelsen ansåg att byggnaden i sig och bebyggelsemiljön omfattades av 8 kap. 13 § PBL och att den sökta åtgärden därför

⁶⁰ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 17 december 2018 i mål nr P 2410-18 och Mark- och miljödomstolens i Nackas dom den 18 december 2019 i mål nr P 8071-19. Ett ej PT i MÖD innebär däremot inte att MMD nödvändigtvis dömt "rätt" men man kan dra slutsatsen att avgörandet i vart fall inte är "uppenbart" fel. Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 27 november 2020 i mål nr P 6540-20 har ännu inte överklagats.

⁶¹ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 16 december 2019 i mål nr P 4921-19.

⁶² Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 17 december 2018 i mål nr P 2410-18 (ej PT MÖD).

⁶³ Ibid., s. 3.

⁶⁴ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 16 december 2019 i mål nr P 4921-19 (överklagades ej). Detta argument har inte godtagits vid andra avgöranden, se t.ex. mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 17 december 2018 i mål nr P 2410-18, s. 3.

⁶⁵ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 18 december 2019 i mål nr P 8071-19.

⁶⁶ Ibid.

krävde bygglov. Länsstyrelsen ansåg dessutom att en installation av solceller på taket skulle påverka byggnadens och områdets karaktär, varför installationen ansågs strida mot dels varsamhetskravet i 8 kap. 17 § PBL, dels innebar en förvanskning enligt 8 kap. 13 § PBL. Länsstyrelsen noterade dock explicit att – den omständigheten att solcellerna kan monteras ned – *inte* beaktades i bedömningen.⁶⁷ Länsstyrelsen bedömde att det allmänna intresset att bevara kulturvärdena vägde tyngre än den enskildas intresse att installera solceller.

MMD i Nacka har nyligen avgjort ett mål (*Raspen*) angående installation av solceller på en byggnad som omfattas av 8 kap. 13 § PBL.⁶⁸ Den sökande hänvisade till byggnadsnämndens beslut och angav att varken ”miljö” eller ”klimat” tagits hänsyn till i beslutet och att de miljömässiga fördelarna med solceller inte heller beaktats. Vidare angav sökanden att solcellerna naturligtvis skulle tas ned när ”klimatfrågan är löst”. Överklagandet avslogs av MMD, som instämde i nämndens och länsstyrelsens bedömning, att installationen innebar en förvanskning av byggnaden och stred mot varsamhetskravet. MMD noterade även att det inom ramen för bygglovsprövningen inte fanns någon möjlighet att beakta den typ av övergripande miljö- och klimatintressen som den sökande åberopat.⁶⁹

MMD i Nacka har alltså avgjort ett mål (*Folksagan*) de senaste tre åren där installation av solceller beviljats på en byggnad som omfattas av förvanskningförbudet. Kanske ligger skillnaden i det kulturhistoriska värdet, som verkar vara mer dokumenterat i de mål där överklagandena inte beviljats. Eller kanske var det den omständigheten att taket var högt och flackt i

Folksagan som var avgörande för förvanskningsfrågan, även om domstolen motiverade skälen med att åtgärden var reversibel.⁷⁰ Att solcellerna kan monteras ned är inte ett argument som domstolen har godtagit i de avgöranden där bygglov nekats (när MÖD inte beviljade PT).⁷¹ I *Raspen* hade den sökande åberopat att solcellerna kunde monteras ned när klimatkrisen är över, vilket domstolen tillsynes inte såg som en avgörande omständighet då överklagandet inte beviljades.⁷² I de tidigare avgörandena har den sökande ofta åberopat miljö- och klimatskäl, men de skälen har inte uttryckligen beaktats av domstolen. Det finns i den enskilda bygglovsprövningen inget utrymme att väga övergripande miljö- och klimatskäl mot det allmänna intresset att bevara kulturvärden,⁷³ vilket MMD också förtydligade i *Raspen*.

4.3 Betydelsen av den enskildas argument vid prövning enligt PBL

Kan det faktum att solceller är reversibla, vara ett argument för att kulturvärden inte förvanskas? I *Folksagan*, där bygglov beviljades, var frågan om det skedde en förvanskning.⁷⁴ Domstolen ansåg att installationen inte innebar en förvanskning med motiveringen att solcellerna

⁷⁰ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 16 december 2019 i mål nr P 4921-19, s. 5.

⁷¹ Se mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 17 december 2018 i mål nr P 2410-18, s. 3 och mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 18 december 2019 i mål nr P 8071-19.

⁷² Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 27 november 2020 i mål nr P 6540-20, s. 2.

⁷³ Utöver den generella prövningen i 2 kap. PBL där olika allmänna intressen ska beaktas. ”Särskilt värdefulla byggnader” omfattas dock av ett förvanskningförbud, som inte ger utrymme för en avvägning. Den enda möjligheten till avvägning i sådana fall är den avvägning som görs i 2 kap. 1 § PBL, som framför allt tillämpas för att göra en avvägning mellan allmänna och enskilda intressen.

⁷⁴ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 16 december 2019 i mål nr P 4921-19.

⁶⁷ Jfr mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 16 december 2019 i mål nr P 4921-19, s. 5.

⁶⁸ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 27 november 2020 i mål nr P 6540-20.

⁶⁹ Ibid., s. 2.

lätt kunde monteras ned och att installationen därför inte orsakade en permanent skada. Ett sådant resonemang ger sken av att om solcellsinstallationen kan monteras ned är det en åtgärd som inte förvanskar byggnaden. Frågan är om så är fallet? En sådan tolkning underminerar själva syftet med bestämmelsen som specificerar att installation av solceller på byggnader som omfattas av förvanskningförbudet inte omfattas av bygglovsbefrielsen, utan fortsatt kräver bygglov.⁷⁵ Om en solcellsinstallation som monteras *på* tak per definition inte är en *förvanskning* – på grund av att installationen kan monteras ned – varför behöver då åtgärden prövas mot bl.a. förvanskningförbudet? En sådan tolkning strider dessutom mot lagstiftningens syfte – att främja en ”hållbar livsmiljö” – vilken inbegriper en livsmiljö där kulturvärden är bevarade och inte förvanskade, både för *nuvarande* och kommande generationer. Tidsbegränsade förvanskningar bör därför inte heller tillåtas.

En rimlig tolkning är att bedömningen, om förvanskning eller inte, inte är så kategorisk som MMD ger sken av i *Folksagan*, där bygglov beviljades. Även om domstolen i sina domskäl uttrycker att omständigheten haft betydelse för bedömningen finns det också andra omständigheter som talar för att installationen inte innebär en förvanskning, bl.a. på grund av byggnadens höjd och takslutning. Oaktat vilka omständigheter som tillmättes störst vikt kan domskälen tolkas felaktigt. Det är olyckligt att frågan inte har prövats av högre instans då det är en aktuell fråga där kommunerna behöver vägledning om hur lagen ska tillämpas. Kommuner kan i brist på prejudikat se avgörandet som vägledande när de handlägger liknande ärenden och i värsta fall kategoriskt argumentera att en installation av solceller som placeras *på* taket – som enkelt kan monteras ned – per automatik inte är en för-

vanskning. Kulturvärden riskerar då att förvanskas. Kulturvärden får således inte det skydd som lagstiftaren, i syfte att bevara kulturvärden för nuvarande och kommande generationer, velat tillförsäkra.

Beaktas miljö- och klimatargument av domstolen? Miljö- och klimatargument, dvs. att man vill installera solceller för att bidra till minskning av koldioxidutsläpp, dels genom att öka andelen förnybar elproduktion, dels genom att minska byggnadens externa energiförbrukning,⁷⁶ framförs ofta som anledning till att enskilda väljer att investera i solceller. Miljö- och klimatargument presenteras ofta av den sökande som ett motargument till att bevara kulturvärdet på den byggnad den enskilda vill installera solceller på. I *Raspen* poängterade domstolen att övergripande miljö- och klimatargument *inte* kan beaktas inom ramen för bygglovsprövningen. Domstolen har i tidigare avgöranden inte bemött dessa argument i sina domskäl. Man kan dock tänka sig att miljö- och klimatargument torde kunna beaktas som enskilda intressen i avvägningen i 2 kap. 1 § PBL, då det är dessa argument som anges som motivering till *varför* man vill installera solceller.

5. Skydd av kulturhistoriska värden i kulturmiljölagen

5.1 Bakgrund till skydd av kulturvärden i kulturmiljölagen

I kulturmiljölagen (KML) är avsikten att skydda de mest värdefulla byggnaderna, bland annat kyrkliga kulturminnen. I portalparagrafen anges att alla har ansvaret för kulturmiljön, såväl enskilda som myndigheter. Ansvaret innebär att hänsyn och aktsamhet ska visas mot kulturmil-

⁷⁵ Se 9 kap. 3 c § p. 2 PBL och prop. 2017/18:197.

⁷⁶ Beroende på hur byggnaden uppvärms i dag kan solcellerna även utgöra en minskning av energi för uppvärmning. Om solcellsinstallationen innebär att en oljepanna eller pelletsanläggning inte längre behöver användas minskar byggnadens klimatpåverkan.

jön och att skador på kulturmiljön i första hand ska undvikas eller i vart fall begränsas. Slutligen anges att syftet med lagen är att "tillförsäkra nuvarande och kommande generationers tillgång till en mångfald av kulturmiljöer".⁷⁷ Lagen omfattar skydd av ortnamn, fornminnen, byggnadsminnen och kyrkliga kulturminnen samt utförelse och återlämnande av kulturföremål samt om militär användning av kulturegendom.⁷⁸

Den här artikeln fokuserar på kyrkliga kulturminnen. Det har blivit allt vanligare att Svenska kyrkan ansöker om tillstånd för uppförande av just solceller, varför det finns en del beslut att analysera. Gamla kyrkor utgör också ett speciellt fall eftersom de är skyddade direkt i lagen och inte kräver något formellt utpekande för att erhålla skydd, till skillnad från vad som gäller för byggnadsminnen.⁷⁹ Det är viktigt att komma ihåg att kulturmiljölagen tillämpas parallellt med t.ex. PBL och MB.⁸⁰ Om kyrkan finns inom detaljplanlagt område krävs det alltså även bygglov för t.ex. en installation av solceller. Kyrkan kan t.ex. också ligga inom ett område av riksintresse för kulturmiljövården,⁸¹ vilket kan ha betydelse vid den enskilda prövningen.

5.2 Skydd av kyrkliga kulturminnen

Skydd av kyrkliga kulturminnen regleras specifikt i 4 kap. KML. I 4 kap. 2 § KML anges att kyrkobyggnader och kyrkotomter "ska vårdas och underhållas så att deras kulturhistoriska värde inte minskas och deras utseende och karaktär

inte förvanskas."⁸² Utgångspunkten i lagstiftningen är således att kulturhistoriska värden, avseende bl.a. kyrkliga kulturminnen ska skyddas.⁸³

Tillståndsplikt för "väsentliga" förändringar på kyrkliga kulturminnen anges i 4 kap. 3 § KML. Eftersom det inte framgår närmare i paragrafen under vilka förutsättningar ett tillstånd kan meddelas har domstolen bedömt ansökan mot bakgrund av 4 kap. 2 § KML, där det bl.a. anges att kyrkan ej får *förvanskas*.⁸⁴ Bestämmelsen innebär däremot inte att det är omöjligt att vidta ändringar som inverkar negativt på en kyrkobyggnads kulturhistoriska värde.⁸⁵ Nödvändiga ändringar, för kyrkans underhåll och bevarande, är möjliga, även om ändringen påverkar det kulturhistoriska värdet.

Begreppet *kulturhistoriskt värde* med avseende på kyrkliga kulturminnen har diskuterats i bl.a. SOU 1997:43. Där anges att begreppet inte har en entydig definition och att vad som avses som kulturhistoriskt värdefullt förändras över tid och kan variera både i styrka och karaktär. Det anges i utredningen att värdet kan innefatta både objektiva och subjektiva faktorer, som t.ex. "byggnadshistoriskt intressanta företeelser – och rena upplevelsevärden som skönhet och ålderdomlig patina."⁸⁶ Det som ger värdet kan enligt utredningen t.ex. vara att byggnaden representerar en viss tidsepok, byggnadsteknik eller arkitektur. Det kan vara allt ifrån en detalj till hela byggnaden och miljön runt omkring som ses som värdefull. Bedömningen om ett ingrepp kan tillåtas beror enligt utredningen på vilka hänsyn som krävs för att bevara just det kulturhistoriska

⁷⁷ 1 kap. 1 § KML.

⁷⁸ 1 kap. 2 § KML.

⁷⁹ 4 kap. 2 § 2 st. KML "Kyrkobyggnader enligt denna lag är byggnader som före den 1 januari 2000 har invigts för Svenska kyrkans gudstjänst och den 1 januari 2000 ägdes eller förvaltades av Svenska kyrkan eller någon av dess organisatoriska delar.", jfr 3 kap. 1 § KML.

⁸⁰ 1 kap. 2 § sista stycket KML.

⁸¹ Se 3 kap. 6 § MB.

⁸² 4 kap. 2 § KML. Vad avser begreppet "förvanskas" finns här ingen särskild definition men allt tyder på att begreppet har samma innebörd som enligt PBL.

⁸³ Prop. 1987/88:104, s. 95 f.

⁸⁴ Se RÅ 2007 ref. 75.

⁸⁵ Prop. 1987/88:104, s. 57 f.

⁸⁶ SOU 1997:43, s. 89–90.

värdet. Om det kulturhistoriska värdet finns i inventarier kan relativt omfattande förändringar av byggnaden tålas (om inte förändringen påverkar kyrkomiljön alltför mycket), medan om det är byggnaden som är skyddsvärd kan endast mindre (om några) ingrepp tålas.⁸⁷ Huruvida en installation av solceller innebär en förvanskning beror alltså på vad som är skyddsvärt i det enskilda fallet.

6. Tillstånd för installation av solceller på kyrkliga kulturminnen enligt kulturmiljölagen

6.1 Tillstånd för åtgärder på kyrkliga kulturminnen enligt kulturmiljölagen

För kyrkobyggnader uppförda före år 1939 krävs tillstånd för "väsentliga" förändringar enligt 4 kap. 3 § KML. Enligt lagtexten krävs det alltid tillstånd för t.ex. rivning, flyttning eller ombyggnad eller ändring av kyrkans exteriör eller interiör eller ändring av dess färgsättning.⁸⁸ Tillståndet får förenas med de villkor som är skäligen med hänsyn till de förhållanden som förleder ändringen.⁸⁹

En avvägning mellan det allmännas intresse av att bevara det kulturhistoriska värdet ska vägas mot det enskilda intresset av att få utföra åtgärden. Dvs. *proportionalitetsprincipen* ska beaktas enligt EKMR.⁹⁰ Det finns inget explicit krav i lagstiftningen att *alternativa lösningar* ska redovisas, men enligt proportionalitetsprincipens utformning ska dock den minst ingripande

åtgärden vidtas.⁹¹ Om det finns möjliga alternativ, som är mindre ingripande, talar det för att det enskilda intresset av att utföra åtgärden inte är lika *angeläget* och därför inte väger lika tungt. Det finns ett antal avgöranden angående tillstånd enligt KML för, bl.a. rivning,⁹² demontering av läktare,⁹³ och tillgänglighetsanpassad entré.⁹⁴ Av tillgänglig praxis kan det utläsas att om åtgärden (som man söker tillstånd för) är *nödvändig* för att bevara kyrkobyggnaden, inklusive dess funktion för kyrkoverksamhet så kan tillstånd erhållas. Det är argument som accepterats, av högsta instans, då ett fortsatt aktivt användande av en kyrkobyggnad anses bidra till bevarandet av byggnadens kulturhistoriska värde.⁹⁵ Det kan främst vara ekonomiska skäl,

⁹¹ Se t.ex. Mark- och miljööverdomstolens dom den 14 oktober 2015 i mål nr P 3853-15 vilken tyder på att det minst ingripande alternativet bör väljas om åtgärden innebär en förvanskning. Bygglovet, som avsåg bullerdämpande åtgärder, nekades dock med motiveringen att sökanden inte visat att kravet på ljudreduktion inte kan uppnås på annat sätt och att det inte är uteslutet att liknande resultat kan uppnås genom åtgärder som bättre tillgodoser kraven på såväl ljudreduktion som bevarandet av kulturhistoriska värden. Det kan således utläsas ett krav på att sökanden ska visa att åtgärden är den mest effektiva, proportionerliga och lämpliga utifrån kriterierna i bestämmelsen, för att åtgärden ska kunna beviljas trots en förvanskning. Se också diskussion om proportionalitetsprincip under avsnitt 3.2.

⁹² RÅ 2005 ref. 55. Regeringsrätten ansåg att rivningen var ok med hänsyn till att en renovering av kyrkan sannolikt skulle uppgå till betydande belopp. Alternativ användning av kyrkan var utrett. Regeringsrätten ansåg att det förelåg sådana särskilda skäl att tillstånd till rivning av kyrkan kunde beviljas.

⁹³ RÅ 2004 ref. 125. Regeringsrätten gav tillstånd till demonteringen av läktaren då den sökandes intresse av att bedriva kyrkoverksamhet (ha ett fungerande kyrkorum) ansågs väga tyngre än det kulturhistoriska värdet av läktaren.

⁹⁴ HFD 2020 ref. 6. HFD gav ej tillstånd till att tillgänglighetsanpassa entrén. HFD konstaterade, vad gäller specifikt intresseavvägningen – hur proportionalitetsprincipen – ska göras anger HFD, att tyngdpunkten ska ligga på det kulturhistoriska intresset med hänsyn till lagstiftningens syfte.

⁹⁵ Se *Fläckebo*, RÅ 2007 ref. 75.

⁸⁷ Ibid., s. 90. Se även Riksantikvarieämbetet, *Plattform Kulturhistorisk värdering och urval – Grundläggande förhållningssätt för arbete med att definiera, värdera, prioritera och utveckla kulturarvet*. 2015.

⁸⁸ 4 kap. 3 § 2 st. KML.

⁸⁹ 4 kap. 3 § 3 st. KML.

⁹⁰ EKMR:s tilläggsprotokoll 1, artikel 1. Se även t.ex. HFD 2020 ref. 6, RÅ 2007 ref. 75, RÅ 2005 ref. 55 och RÅ 2004 ref. 125.

men även teologiska eller liturgiska behov, dvs. behov kopplade till sättet att fira gudstjänst, som enligt förarbetena ges särskild tyngd.⁹⁶

Vad gäller just installation av solceller så har Regeringsrätten fastslagit att det är en sådan åtgärd som innebär att tillstånd krävs.⁹⁷ Enligt förarbetena anges att byte av värmesystem och andra tekniska installationer är sådana åtgärder som är att anse som en förändring av byggnaden och således kräver tillstånd enligt KML.⁹⁸ Med beaktande av detta förarbetsuttalande ansåg domstolen att en installation av solceller krävde tillstånd. Mot bakgrund av att det inte närmare framgår under vilka förutsättningar ett tillstånd kan meddelas enligt 4 kap. 3 § KML hänvisade domstolen till bestämmelsen i 4 kap. 2 § KML. Enligt den bestämmelsen ska kyrkobyggnader och kyrkotomter "vårdas och underhållas på så sätt att deras kulturhistoriska värde inte minskas och deras utseende och karaktär inte förvanskas." Regeringsrätten har också uttalat att ett: "fortsatt aktivt användande av en kyrkobyggnad som kyrkolokal i sig torde vara ägnat att bidra till bevarandet av byggnadens kulturhistoriska värde."⁹⁹

Det finns alltså en öppning för att en förvanskning av byggnaden till viss del kan ske om det är motiverat att ändringen utförs, dvs. om det är ett *angeläget* ingrepp – och sökanden visat att det är ett *nödvändigt* ingrepp – för fortsatt aktivt användande av kyrkobyggnaden.¹⁰⁰ Sökanden åberopar ofta argument om att installation av solceller är en reversibel åtgärd och därför inte en *förvanskning* av det kulturhistoriska värdet samt att klimat- och miljöskäl bör väga tyng-

re än skyddet av det kulturhistoriska värdet. Frågan är vilken bäring sådana argument har? Nedan presenteras ett antal beslut, främst från länsstyrelsen, där sådana argument kan ha haft betydelse. Först redogörs för tillgänglig praxis.

6.2 Tillstånd till solceller på kyrkliga kulturminnen enligt kulturmiljölagen

6.2.1 Introduktion

Nedan följer en redogörelse av ett avgörande från Regeringsrätten angående tillstånd till installation av solceller enligt KML, samt ett antal beslut från länsstyrelsen i frågan. Länsstyrelsebesluten har inget prejudicerande värde, men ger en bild av hur Sveriges myndigheter tolkar KML i takt med att klimatet blir en mer aktuell fråga.

6.2.2 Fläckebo

I ett uppmärksammat avgörande om Fläckebo kyrka prövades frågan om tillstånd enligt KML kunde beviljas för installation av solceller på kyrktak av högsta instans.¹⁰¹ Tillstånd nekades. Av omständigheterna i målet framgår att Fläckebo kyrka i slutet av 1700-talet försågs med ett brutet och valmat tak. Taket var på denna tid täckt med tjärat träspån. Taket ändrades dock till falsat plåttak 1877. Kyrkan var belägen i en samlad bebyggelsemiljö med bland annat sockenmagasin, kyrkstall och komministergård (byggnadsminnesförklarade). Fläckebo kyrka ansågs hysa ett stort kulturhistoriskt värde.

Kammarrätten betonade att den storlek på ingreppet som kan accepteras beror på vilka kulturhistoriska hänsyn som måste tas i det enskilda fallet. Ju högre kulturhistoriskt värde en byggnad har, desto mindre är utrymmet att tillåta ett ingrepp. Kammarrätten fann mot bakgrund

⁹⁶ Prop. 1987/88:104, s. 62 och 96.

⁹⁷ Se *Fläckebo*, RÅ 2007 ref. 75.

⁹⁸ Prop. 1987/88:104, s. 97.

⁹⁹ *Fläckebo*, RÅ 2007 ref. 75. Se även Riksantikvarieämbetets yttrande i RÅ 2004 ref. 125.

¹⁰⁰ Diskussion om tillstånd för just solceller enligt KML presenteras nedan.

¹⁰¹ Se RÅ 2007 ref. 75. Frågor enligt kulturmiljölagen prövas av förvaltningsrättsliga domstolar varför Regeringsrätten (nuvarande Högsta förvaltningsdomstolen (HFD)) prövat frågan.

av kyrkans stora kulturhistoriska värde (både i sig och dess bebyggelsemiljö) och den omständigheten att de aktuella solcellspanelerna skulle vara synliga och påverka det visuella intrycket av kyrkan, att installationen skulle medföra en klar minskning av kyrkobyggnadens kulturhistoriska värde. Återställandemöjligheten var inte något som domstolen ansåg föranleda en annan bedömning.

Kammarrätten betonade dock att det ibland kan vara acceptabelt med en installation av solceller om den enskildes intresse överväger i avvägningen mellan det kulturhistoriska intresset och sökandens enskilda intresse.¹⁰² Församlingen hade i det här fallet angett främst miljöhänsyn och ekonomiska skäl till installationen, för att kunna fortsätta att bedriva kyrkoverksamhet. Ifråga om de ekonomiska skälen ansåg Kammarrätten att de i och för sig var av sådant slag att de bör kunna beaktas vid avvägningen, särskilt som ett fortsatt aktivt användande av kyrkobyggnaden som kyrkolokal i sig torde vara ägnat att bidra till bevarandet av byggnadens kulturhistoriska värde. Kammarrätten ansåg dock att de besparingar som skulle ske inte var så betydande, och ej heller *visade* av den sökande. Eftersom kyrkan redan hade ett fungerande värmesystem (med direktverkande el) ansåg domstolen inte att den aktuella solvärmeanläggningen var nödvändig, varken för att säkerställa byggnadens uppvärmning eller kulturvärdet (aktivt nyttjande av kyrkobyggnaden). Kammarrätten ansåg däremot att det kulturella värdet var högt, varför solcellsinstallationen inte tilläts. De miljömässiga argumenten beaktades inte.

Regeringsrätten uppmärksammade att *proportionalitetsprincipen* måste tillämpas enligt EKMR.¹⁰³ Regeringsrätten ansåg att den inskränk-

ning det innebar för församlingen att inte få placera solcellsanläggningen på kyrkobyggnadens tak inte vägde tyngre än det allmänna intresset av att kyrkobyggnadens kulturhistoriska värde bevarades. Av Regeringsrättens resonemang framgår det att det enskilda intresset inte ansågs vara särskilt angeläget då det fanns möjliga *alternativ* till solcellsinstallationen på kyrkotaket.¹⁰⁴ Ett annat likande mål avseende installation av solceller, avgjort av Förvaltningsrätten i Göteborg, återger samma motivering som i *Fläckebo*. Även där var det inte *visat* att solcellsinstallationen skulle leda till en energi- eller ekonomisk besparing.¹⁰⁵

6.2.3 Stugun

Stuguns församling beviljades tillstånd för installation av solceller på kyrkotaket.¹⁰⁶ Till skillnad från *Fläckebo* ansåg Länsstyrelsen i Jämtlands län att solceller kunde installeras utan att kyrkan förvanskades. Beslutet överklagades inte. Anledningen till att församlingen ville anlägga solcellerna var främst för att de ville avancera i sitt miljöarbete och minska driftkostnaderna.¹⁰⁷ Länsstyrelsen ansåg att en placering av solcellerna på det södra takfallet, som vetter mot skogen och inte är synlig från vägen eller större delen av kyrkogården innebar att installationen inte medförde en förvanskning. Länsstyrelsen meddelade därför tillstånd till åtgärden. Att taket var svart, liksom solpanelerna, samt det faktum att installationen inte krävde något fysiskt ingrepp i byggnaden utan solcellerna kunde hängas på takets befintliga falsar, hade också betydelse för beslutet. Länsstyrelsen ansåg sammanfattnings-

¹⁰⁴ Se RÅ 2007 ref. 75.

¹⁰⁵ Förvaltningsrätten i Göteborgs dom den 15 januari 2018 i mål nr 11821-17.

¹⁰⁶ Se Länsstyrelsen i Jämtlands läns beslut den 19 mars 2018, dnr 433-4263-2016, *Stugun*.

¹⁰⁷ *Ibid.*, s. 2.

¹⁰² Jfr RÅ 2005 ref. 55.

¹⁰³ Enligt EKMR:s tilläggsprotokoll 1, artikel 1.

vis att byggnadens kulturhistoriska värde inte skulle påverkas nämnvärt av åtgärden.¹⁰⁸

Dessutom konstaterade länsstyrelsen att "det särskilda skälet för åtgärden har bedömts ha vikt med hänseende till bestämmelser i miljöbalken."¹⁰⁹ De hänvisade därefter till miljöbalkens (MB) hushållningsparagraf (2 kap. 5 §) – även om det inte finns någon uttrycklig koppling mellan KML och MB – som anger att källor av förnybar energi ska användas i första hand. MB tillämpas dock parallellt med KML och hushållningsparagrafen kan få betydelse vid t.ex. tillsyn enligt MB. 2 kap. MB riktar sig till envar som vidtar en åtgärd eller bedriver en verksamhet, varför kyrkoverksamheter innefattas. Den omständighet att länsstyrelsen beaktar 2 kap. 5 § MB inom ramen för prövningen enligt KML kan dock ifrågasättas då den frågan inte faller inom ramen för prövningen enligt KML.

6.2.4 Virke kyrkby

Virke kyrka är en annan kyrka som beviljats tillstånd att installera solceller enligt 4 kap. KML. Länsstyrelsen konstaterade att kyrkan inte hade ett stort kulturhistoriskt värde och att det ingrepp solcellerna skulle utgöra kunde tillåtas.¹¹⁰ Länsstyrelsen kom till denna slutsats efter en samlad bedömning av det kulturhistoriska värdet, solcellernas utseende och monterings teknik (som minskade dess visuella påverkan) samt församlingens skäl till investeringen, som inte baserats på ekonomiska skäl utan teologiska skäl och miljöskäl i ljuset av klimatförändringarna och solcellernas konkreta roll i att profilera kyrkan som en ekokyrka.¹¹¹ Även i detta fall ansåg länsstyrelsen att det kulturhistoriska värdet inte var särskilt högt, varför det enskilda intresset att få

installera solceller ansågs väga tyngre än värdet av att bevara det kulturhistoriska värdet intakt.

6.2.5 Säffle kyrka

Länsstyrelsen i Värmland beviljade den 16 augusti 2019 tillstånd enligt KML för installation av solceller.¹¹² Beslutet överklagades av Riksantikvarieämbetet och målet, som för närvarande ligger hos Förvaltningsrätten i Karlstad, är ännu inte avgjort.¹¹³

I länsstyrelsens beslut angavs att kyrkan, som var en relativt ny kyrka, byggd 1965, omfattades av tillståndsplikten i 4 kap. 3 § KML på grund av kyrkans kulturhistoriska värde.¹¹⁴ Kyrkan hade utpekats då dess uttryck ansågs följa en tydligt avgränsad arkitekturepok under 1900-talet då mindre kyrkor började byggas i centrum av städer. Materialvalen, som tegel (byggnaden) och plåt (tak) ansågs representera tydliga och äkta materialval. Kyrkans exteriör ansågs dessutom ha ett formspråk som är typiskt för modernismen. Länsstyrelsen hänvisade till Säffle kommuns kulturmiljöprogram där det angavs att just fasader i rött tegel är ett av stadens kännetecken. Vidare beskrevs kyrkobyggnaden ha ett flackt sadeltak täckt av kopparplåt. Taken på de andra byggnaderna, församlingshemmet och pastorsexpeditionen, beskrevs som platta och beklädda med papp.

Sammanfattningsvis ansåg länsstyrelsen att det handlade om ett fint exempel på en modernistisk kyrka men noterade samtidigt att det finns andra kyrkor som representerar dessa företeelser från samma tid. Länsstyrelsen ansåg att solcellerna skulle påverka det kulturhistoriska värdet främst i form av estetisk påverkan på de arkitektoniska värdena. Länsstyrelsen konstate-

¹⁰⁸ Ibid., s. 3.

¹⁰⁹ Ibid., s. 3.

¹¹⁰ Länsstyrelsens i Skåne Läns beslut den 10 januari 2019, Dnr 433-28487-2017.

¹¹¹ Ibid.

¹¹² Länsstyrelsen i Värmlands län beslut den 16 augusti 2019, dnr 433-8988-2018. Beslutet har förenats med ett antal villkor.

¹¹³ Förvaltningsrätten i Karlstad, pågående mål 4859-19.

¹¹⁴ Se 4 kap. 4 § KML.

rade att solcellerna inte hade samma färg som koppartaket och att installationen var möjlig att genomföra på ett reversibelt sätt. Även om solcellerna inte hade samma färg som koppartaket ansåg länsstyrelsen att den tidstypiska stramheten i byggnaden kommer att behållas till stor grad då anläggningen kommer att ligga slätt på taket och fylla hela takfallet. Länsstyrelsen betonade även att det är främst byggnadens fasad som står för byggnadens arkitektur.

Som argument för att tillstånd skulle beviljas angav Säftele pastorat att installationen "är ett led i att bli självförsörjande på el och att det finns en stark önskan om att vara en förebild i klimatarbetet." Länsstyrelsen bedömde att solcellsinstallationen visserligen medför en väsentlig ändring av vissa av kyrkans kulturhistoriska värden (främst de arkitektoniska och arkitekturhistoriska uttrycken), men att dessa kan återställas i framtiden eftersom åtgärden är reversibel. Länsstyrelsen uttryckte sedan att: "solcellerna innebär en klimatekonomisk vinst för pastoratet utan alltför stor påverkan på de kulturhistoriska värdena". Länsstyrelsen beaktade också att takfallen på de övriga byggnadskomplexen inom kyrkoområdet (som har helt platta tak som inte är synliga på gatunivå) inte var lämpliga på grund av återkommande skadegörelse.

6.3 Betydelsen av den enskildas argument vid prövning enligt KML

Att installationen är reversibel är ett argument som den sökande ofta framför och som länsstyrelsen ofta hänvisar till i motiveringen till varför installationen beviljas. Den omständigheten att installation av solceller är en reversibel åtgärd har dock inte beaktats i tillgänglig praxis (*Fläckebo*). Domstolen som nekade tillstånd till installation av solceller uttalade där att den omständigheten "föranleder ingen annan bedömning"

i förvanskingsfrågan.¹¹⁵ Det framgår även av lagstiftningens syfte: *att kulturvärden ska bevaras för nuvarande och kommande generationer*. En rättstillämpning som tillåter reversibla installationer att förvanska kulturvärden, riskerar att *nuvarande generation* inte får beskåda kulturarvet, varför en sådan tillämpning strider mot lagens syfte.¹¹⁶

Miljö- och klimatskäl anges ofta som anledning till att man vill installera solceller. De argumenten har noterats i länsstyrelsens beslut vad gäller Stugun kyrka, Virke kyrka och Säftele kyrka men inte av Regeringsrätten i *Fläckebo*, vilket är det enda avgörandet från högsta instans. Oaktat att tillstånd till installation av solceller har beviljats i länsstyrelsernas beslut, med en motivering som ger sken av att miljö- och klimatintresset har haft betydelse, så har andra omständigheter troligen varit avgörande. I besluten angående Virke kyrka, Stugun kyrka och Säftele kyrka ansågs kyrkorna ha begränsat kulturhistoriskt värde och solcellerna var väl anpassade för att inte förändra det visuella intrycket avsevärt. Kyrkorna där tillstånd har beviljats av länsstyrelserna har gemensamt att det kulturhistoriska värdet endast påverkades i begränsad omfattning. Enligt lagtext och praxis (*Fläckebo*) finns det inget stöd för att miljö- och klimatskäl ska beaktas i prövningen enligt KML, även om länsstyrelsen hänvisade till MB:s bestämmelser i sin beslutsmotivering i *Stugun*.¹¹⁷ I beslutet om Säftele kyrka ses dock den "klimatekonomiska" vinst som följer av installationen som ett enskilt intresse som således vägs mot det allmänna intresset att bevara kulturvärden.

¹¹⁵ Se RÅ 2007 ref. 75.

¹¹⁶ Se 1 kap. 1 § KML. Jfr analys av MMD:s avgörande där samma typ av argument har accepterats av MMD i Nacka, se mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 16 december 2019 i mål nr P 4921-19.

¹¹⁷ Se *Stugun*, Länsstyrelsen i Jämtlands läns beslut den 19 mars 2018, dnr 1 433-4263-2016.

Argumentet att solcellerna bidrar till att kyrkan underhålls på ett adekvat sätt äger giltighet i prövningen enligt KML. Det är emellertid svårt att se klimat- och miljöskäl som förutsättningar för kyrkans bedrivande. Att man i Virke kyrkby vill profilera sig som en "ekokyrka" kan beaktas som ett giltigt argument om det är så att de i byn endast skulle gå till kyrkan om kyrkan hade en ekologisk profil. Att just solceller skulle skapa den profileringen kan man dock ha olika uppfattningar om.

Oavsett skäl till att man vill installera solceller måste syftet med den ansökta åtgärden inte gå att uppfylla på ett mindre ingripande sätt. Detta ligger i proportionalitetsprincipens natur. Det krävs alltså att åtgärden är både *nödvändig* och *angelägen*. Det finns ingen explicit skyldighet i lagtexten att redovisa alternativ, men om det finns tänkbara alternativ som inte påverkar det kulturhistoriska värdet lika mycket, så anses det enskilda intresset för just den ansökta åtgärden inte lika *angeläget*.¹¹⁸ I Säfflefallet angav sökanden att det inte var möjligt att placera solcellerna på övriga byggnader inom kyrkokomplexet på grund av återkommande skadegörelse. Av länsstyrelsens beslut framgår dock att takfallen på övriga byggnader inom komplexet var flacka och att solcellerna inte skulle ses från gatan om de placerades där (således mindre ingripande på det kulturhistoriska värdet). Länsstyrelsen godtog dock sökandens argument, vilket kan ifrågasättas då, om sökanden vidtagit åtgärder för att hindra skadegörelsen, det skulle ha funnits andra takfall inom kyrkokomplexet där solceller skulle ha kunnat installeras utan att påverka kyrkans kulturhistoriska värde. När Regeringsrätten nekade tillstånd till solceller på Fläckebo kyrka angav domstolen att "en mer miljövänlig

elproduktion måste dock kunna åstadkommas på andra än det i målet aktuella." Den omständigheten att Riksantikvarieämbetet hade framfört att det fanns alternativa platser att placera solcellerna på, där de inte påverkade kulturmiljön, beaktades också.¹¹⁹ Eftersom produktion av förnybar el kan ske på alternativa sätt och installation av solceller ofta kan ske på andra platser inom kyrkokomplexet, torde en installation av solceller på just kyrkotaket sällan ses som ett särskilt *angeläget* eller *nödvändigt* intresse.

7. Skyddet av kulturvärden – en jämförelse mellan plan- och bygglagen och kulturmiljölagen

Prövningen av om installation av solceller kan accepteras på "särskilt värdefulla" byggnader etc. enligt PBL och kyrkliga kulturminnen enligt KML har vissa likheter. Det krävs i båda fallen en rättslig prövning innan åtgärden vidtas. Det krävs bygglov för installation av solceller på byggnader som omfattas av förbudet i 8 kap. 13 § PBL,¹²⁰ respektive tillstånd enligt KML för installation av solceller på kyrkliga kulturminnen.¹²¹ Primärt prövas om installationen innebär en *förvanskning* av byggnaden och om ett sådant ingrepp kan tillåtas mot bakgrund av *proportionalitetsprincipen*. Bedömningarna i de båda lagarna har således en liknande struktur. Vilka argument som accepteras av beslutande myndighet – som skäl till att installation ska få komma till stånd – skiljer sig dock delvis åt.

Som visats av de domar och beslut som analyserats enligt KML (kyrkliga kulturminnen) och PBL ("särskilt värdefulla" byggnader) så

¹¹⁹ RÅ 2007 ref. 75.

¹²⁰ Dock ej utanför detaljplanlagt område. En bättre lösning vore att även inkludera bygglovsplikt för installation av solceller på 8:13-byggnader utanför detaljplan eftersom förvanskingsförbudet även gäller där.

¹²¹ Tillståndsplikten framgår i 4 kap. 3 § KML och förut-sättningarna för tillstånd, 4 kap. 2 § KML.

¹¹⁸ Det kan särskilt läsas ur HFD 2020 ref. 6, där en kyrka ej fick tillstånd att bygga en ny entré i syfte att främst tillgänglighetsanpassa byggnaden. Se även RÅ 2007 ref. 75.

har byggnader enligt PBL ett till synes starkare skydd. Eftersom kulturvärdet vad gäller kyrkliga kulturminnen även inbegriper "ett aktivt användande" av kyrkan som kyrkolokal så kan nödvändiga åtgärder få vidtas i syfte att säkerställa att kyrkan kan användas. Det finns inget liknande "användningsvärde" för villor i PBL. När man bestämmer om installation av solceller är möjligt på ett kyrktak (om församlingen kan *visa* att det är en förutsättning för kyrkans fortsatta bedrivande) finns det möjlighet att ge tillstånd på grund av att installationen ses som en förutsättning för kyrkans bevarande. Den ekonomiska aspekten kan visserligen tillmätas det enskilda intresset att installera solceller enligt PBL men väger inte lika tungt som enligt prövningen enligt KML då kyrkor *ska* bevaras enligt KML. Om det inte är ekonomiskt möjligt att bedriva kyrkoverksamheten utan installationen av solceller så är det ett giltigt argument. Den argumentationslinjen – även om den är teoretiskt möjlig – torde dock sällan kunna *visas* då det inte ofta torde vara en *nödvändig* åtgärd för kyrkans fortsatta bedrivande.

Även om "särskilt värdefulla" byggnader i teorin har ett starkare skydd enligt PBL visar ett av de analyserade rättsfallen att bestämmelsen om bygglov för solceller för byggnader som omfattas av 8 kap. 13 § PBL inte alltid fått det genomslag som lagstiftaren åsyftade. I ett av avgörandena menade domstolen att åtgärden var acceptabel med hänvisning till att solcellerna var möjliga att montera ned.¹²² Jag anser inte att en sådan motivering är korrekt. Argumentet att solcellsinstallation inte innebär en permanent skada och därför lätt kan monteras ned har inte godtagits av HFD, vilken är en prejudicerande instans, och inte heller i övriga domar från MMD

som behandlar just installation av solceller.¹²³ En sådan tolkning torde även strida mot lagstiftarens intentioner bakom bestämmelsen, om undantag från bygglovsplikten för installation av solceller som placeras *på* tak.¹²⁴ Om tanken var att sådana solcellsinstallationer *per definition* inte innebär en förvanskning, torde även byggnader som omfattas av förvanskningsförbudet omfattats av bygglovsbefrielsen.¹²⁵ Det är dock olyckligt att resonemang kring reversibiliteten tillsynes tillmätts vikt då sådana beslutsmotiveringar ger sken av att reversibla installationer *per definition* inte är en förvanskning. En sådan tolkning riskerar att strida mot lagstiftningarnas syfte, dvs. att ge både nuvarande och kommande generationer en hållbar livsmiljö. Kulturvärden är något som måste skyddas för nuvarande och kommande generationer, varför reversibla installationer inte heller bör tillåtas om de innebär en förvanskning.¹²⁶

I de flesta solcellsärenden, både enligt PBL och KML, åberopar den sökande klimat- och miljöargument för att kunna installera solceller. MMD har nu klargjort att det inte finns något utrymme att beakta övergripande miljö- och klimatargument inom ramen för prövningen av bygglov för installation av solceller.¹²⁷ Argumenten nämns av länsstyrelsen i Stugun kyrka och Virke kyrka, men det är oklart om de haft någon betydelse för utgången i besluten. Som

¹²³ RÅ 2007 ref. 75 samt mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 18 december 2019 i mål nr P 8071-19 och mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 18 december 2019 i mål nr P 8071-19. Se även mark- och miljödomstolen i Växjö dom den 13 januari 2020 i mål nummer P 5856-19.

¹²⁴ Se 9 kap. 3 c § PBL.

¹²⁵ Se 9 kap. 3 c §, p. 2 PBL.

¹²⁶ 1 kap. 1 § PBL och 1 kap. 1 § KML.

¹²⁷ Mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 27 november 2020 i mål nr P 6540-20. Avgörandet är dock inte ännu överklagat till MÖD. Framkommer visserligen redan av lagstiftningen där det saknas en sådan avvägningsmöjlighet vid bygglovsprövningen.

¹²² Se resonemang i mark- och miljödomstolen i Nackas dom den 16 december 2019 i mål nr P 4921-19.

framförts ovan fanns det omständigheter i fallen som talade för att solcellerna inte innebar en förvanskning på grund av det visuella intrycket samt kyrkornas begränsade kulturhistoriska värde. Länsstyrelsen beaktade dock "klimatekonomiska" aspekter i sitt beslut angående Säfte kyrka, där det klimatekonomiska intresset ställdes mot det kulturhistoriska värdet i proportionalitetsbedömningen. I praxis enligt KML (*Fläckebo*) tillmättes dock miljöskälen ingen betydelse, vilket talar för att miljö- och klimatskäl inte ska beaktas.

Däremot, om klimatskälen kan kopplas till den *enskildes* intresse, såsom t.ex. genom en "klimatekonomisk vinst", torde sådana argument kunna beaktas inom ramen för proportionalitetsbedömningen. Den klimatekonomiska vinst som kan åstadkommas genom installation av solceller på *ett* tak torde dock vara försumbar, varför klimatintresset sällan torde överväga bevarandet av kulturvärdet. Installation av solceller kan fortfarande utgöra en viktig åtgärd för klimatet, som kan tillgodoses genom installationer på andra tak än de som omfattas av förvanskningförbudet, varför installation av solceller kan fortsätta ske i stor omfattning. Byggnader som omfattas av förvanskningförbudet utgör endast en liten del av byggnadsbeståndet varför det inte torde vara *nödvändigt* från klimatsynpunkt att solceller installeras på tak som omfattas av ett förbud mot förvanskning.

Slutligen, i och med proportionalitetsprincipen som tillämpas enligt både PBL och KML, måste den minst ingripande åtgärden vidtas. Det innebär att den sökande, oaktat vilka argument som accepteras (ekonomiska, klimatrelaterade, teologiska etc.), måste visa att den tänkta installationen är en *lämplig* och *nödvändig* åtgärd för att uppnå syftet med åtgärden. Är det en förutsättning att solcellerna placeras just *där* för att den enskilda ska kunna göra sina ekonomiska besparingar eller energibesparingar (för klima-

tet)? Troligtvis inte. Det torde finnas andra alternativ till att tillgodose syftet, varför *förvanskning* sällan behöver ske. Det finns ofta alternativa lösningar/lokaliseringar/teknikval¹²⁸ som innebär att en förvanskning av byggnaden/kyrkan inte sker. Vad gäller just solceller finns det många exempel där tekniken har fått tillgodose lösningar som är mer anpassade till den värdefulla byggnaden, så att värdet ej förvanskas.¹²⁹ Detta är ytterst en fråga för en antikvarie att bedöma, varför en sådan alltid bör anlitas innan installationen påbörjas, oberoende av om byggnaden finns inom detaljplanelagt område eller inte, eftersom kulturvärden ska skyddas överallt, både inom och utanför detaljplan.¹³⁰

I den här artikeln har redogjorts för hur starkt skyddet av kulturvärden är mot förvanskning genom solceller. Specifikt vilka argument som har accepterats – och vilka argument som *inte* borde ha beaktats – av rättstillämpande myndigheter. Argument om solcellsinstallationens *reversibilitet* – som ett argument för att åtgärden inte innebär en *förvanskning* – bör inte beaktas i ärenden och mål enligt KML och PBL. En sådan tolkning av vad som innebär en förvanskning strider mot lagstiftningarnas syfte – att bevara kulturvärden för både nuvarande och kommande generationer. Övergripande miljö- och klimatskäl ska inte heller beaktas inom ramen för den individuella prövningen enligt PBL och KML, om inte klimatskälen kan tillgodoräknas den enskildas intresse inom ramen för *proportionalitetsbedömningen*. Det som skiljer prövningen åt för kyrkliga kulturminnen enligt KML

¹²⁸ Detta gäller även andra åtgärder i syfte att öka byggnadens energiprestanda, t.ex. isolering av vindbjälklag och fönster. För goda exempel se: <http://www.sparaoch-bevara.se/goda-exempel/> (hämtad 2021-02-11).

¹²⁹ Se t.ex. Cabeza, Luisa F. and de Gracia, Alvaro and Pisello, Anna Laura, *Integration of renewable technologies in historical and heritage buildings: A review*. Energy and Buildings, 177, 2018, s. 96–111.

¹³⁰ 2 kap. 6 § sista stycket PBL.

och "särskilt värdefulla" byggnader enligt PBL är att kyrkliga kulturminnen tillåts till viss del förvanskas om *nödvändigt* för att säkerställa ett aktivt användande av kyrkan. Ett sådant "användningsvärde" kan inte tillgodoräknas enskilda villaägare i PBL. Installation av solceller torde dock sällan vara en *nödvändig* åtgärd i den bemärkelsen. Min slutsats är därför att *lagstift-*

ningen erhåller ett erforderligt skydd av kulturvärden i omställningen till ett koldioxidneutralt samhälle. Däremot tillförsäkras inte alltid detta skydd i *rättstillämpningen*. Det finns därför behov av praxis – i syfte att styra rättstillämpande myndigheter i rätt riktning – för att undvika en rättstillämpning som tillåter onödig förvanskning av kulturvärden i syfte att rädda klimatet.

Finnish and Swedish law on mining in light of collaborative governance

*Ismo Pölönen**, *Christina Allard*** & *Kaisa Raitio****

Abstract

Today, access to minerals and the development of mines are both closely linked to combating climate change, enabling developments in transitions of energy and transportation systems. New mineral extraction projects are highly contested, and the mining sector has been struggling with both environmental and social governance, as well as the legitimacy of mineral exploration and mining activities. Collaborative governance aims to address these challenges by suggesting deeper, more interactive modes of engagement for planning and decision-making procedures. It calls for co-operative relations and deliberative approaches to environmental governance. This article comparatively explores relationships between collaborative governance and legislation on mining in Finland and Sweden. It argues that Finnish and Swedish mining-related laws and, in particular, land use planning and environmental impact assessment laws, have collaborative objectives and support the use of interactive and co-operative planning modes. However, corresponding legislation does not require broad consensus on critical decisions, and format and quality of collaborative processes can significantly differ case-by-case within the minimum legal requirements. This article identifies timing of statutory participation as a key factor for successful collaborative practices, and suggests changes to mining laws in this regard. It cautions that a unilateral focus on procedure means a risk of disregarding the close interplay between the procedural and substantive sides of regulatory

frameworks – sides that are crucial for successful outcomes of collaborative processes.

1. Introduction

1.1 Growing needs for minerals

Today's society is largely dependent on using mineral commodities. Infrastructures, logistics, food production, energy technology, information and communications technology, and consumer electronics all rely on an array of metals and minerals. The growing world population, accelerating urbanisation, and distributed wealth have all created an increasing demand for natural resources, despite more effective recycling and substitution.¹

The need for the minerals, in the foreseeable future, is closely linked to the critical role of mining and metals in global climate governance. The

* Professor of Environmental Law, University of Eastern Finland, Law School, P.O. Box 111, 80101 Joensuu, Finland. Email: ismo.polonen@uef.fi.

** Associate Professor of Law, Luleå University of Technology, Division of Social Sciences / Law, SE-971 87 Luleå, Sweden. Email: christina.allard@ltu.se.

*** Associate Professor in Environmental Communication, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Urban and Rural Development, P.O. Box 7012, SE-75007 Uppsala, Sweden. Email: kaisa.rautio@slu.se.

¹ Nurmi & Rasilainen 2015, p. 753. Focusing on metal resources, global extraction of metal ores grew by more than 250% between 1970 and 2010, and the extraction of iron and copper ores accounted for more than half of the global extraction of metal ores (UNEP IRP 2016). Recently and in particular, global nickel production has shown significant growth. Nakajima et al. 2018, p. 369.

Paris climate targets of not exceeding 2 °C warming and making best efforts to reach 1.5 °C within this century will require a radical restructuring of energy supply and transmission systems, globally. Ongoing transitions include large-scale electrification of both energy and traffic systems. The transition puts forward new requirements for energy storage technologies, which, leads, in turn, to rapidly-increasing needs for the mining of metals for batteries (metals such as cobalt, lithium, and graphite), along with a growing need for common minerals (e.g. nickel).²

A growing demand at the global level for these minerals indicates an increase in exploration and mining initiatives in Finland and Sweden in forthcoming decades. The Fennoscandian Shield has been regarded as the richest area of mineral resources in Europe; Finland and Sweden, located in the center of the Shield, are composed of a variety of geological formations and contain a wide variety of mineral deposits.³ Not surprisingly, the two States are presently important producers within the EU of ore and metals; Sweden is, for instance, the biggest producer by far of iron ore.⁴

1.2 Needs for and challenges of collaborative governance

The mining sector has been struggling with the environmental and social governance and legitimacy of mineral exploration and mining activities. It is evident that mining can cause signifi-

cant environmental damage, even under the rule of modern environmental legislation and within the bounds of self-regulation regimes. Tailings management failures in Finland (Talvivaara 2012), Sweden (Blaiken 2008/2012, Svartliden 2009–2011),⁵ and Canada (Mount Polley 2014) point to this conclusion.⁶ Furthermore, current regulatory regimes and practices seem to be inadequate in effectively addressing conflicting interests and rights such as those of mining, tourism, nature conservation, and indigenous Sami reindeer herding.⁷

At the same time, digitalisation and social media have enabled new waves of active citizenship and social movements that reach across and beyond individual conflicts, addressing both international audiences and investors of the mining industry.⁸ A widened array of opportunities for influence seems to mean that affected individuals and communities are increasingly acting outside of statutory procedures like land use planning, environmental impact assessment (EIA), and permitting processes. Recent cases, such as in preliminary mining plans in Heinävesi⁹ (municipality in Eastern Finland), Jokkmokk¹⁰ (municipality in Northern Sweden), and Scania¹¹ (county in southern Sweden) show

⁵ SOU 2018:59, p. 85–87; Müller 2014, p. 98–102, 113.

⁶ The overall number of tailings dam failures has even increased in recent years: from eight in the period 1999–2003, to sixteen in 2014–2018. Armstrong et al. 2019, p. 2–6. According to Armstrong et al. (2019, p. 6), pressure on mines to increase production and cut costs may be the underlying causes of many tailings dam failures, even if immediate causes are excessive rainfall, poor management practices, or poorly understood geotechnical characteristics. See also Kauppi et al 2013, p. 26–27, 39–40.

⁷ Tiainen et al. 2014, p. 47–60; Similä & Jokinen 2018, p. 164–167; Raitio et al. 2020, p. 25–28.

⁸ Faehnle et al. 2017, *passim*.

⁹ Leino & Miettinen 2020, p. 305–321, 348–354.

¹⁰ <http://www.whatlocalpeople.se/> (accessed 2020-09-11).

¹¹ <https://vetonu.se/> (accessed 2020-09-11).

² World Bank 2017, *passim*; Nakajima et al. 2018, p. 369. The technologies assumed to populate the clean energy shift (wind, solar, hydrogen, and electricity systems) are significantly more material-intensive in their compositions than current traditional fossil-fuel-based energy supply systems are. Vidal, Goffé & Arndt 2013, p. 894.

³ Nurmi & Rasilainen 2015, p. 761.

⁴ SOU 2018:59, p. 35. Finland: 11 metal mines were in operation in 2018. See Sector report on the mining industry, 2019. Sweden: 12 operating metal mines in January 2020. Nine of these mines are within the Sami reindeer herding area. See SGU 2020, p. 31.

that active producing and sharing of information, large-scale campaigns, and the influencing of decision-makers by civil society can all occur before formal procedures (EIA, land use planning and permitting) involving the public.

From the perspective of environmental law, these issues are linked to theory and legislation regarding public participation referring to access to environmental information, as well as public participation in environmental decision-making and access to justice, as enshrined in the Aarhus Convention.¹² Such participatory rights are regarded as crucial sustainability instruments that support a) better implementation of (environmental) legislation and policy, b) greater reconciliation of diverse interests and objectives, and c) increased legitimacy (acceptability) of decisions and management practices.¹³ It is commonly argued that public participation improves quality of planning and decision-making through broadening information bases and incorporating multiple values, interests, and knowledge into planning and decision-making.¹⁴ However, it can be questioned as to whether or not formal participatory rights are adequate in addressing the requirements today's society sets for the planning, impact assessment, and permitting of projects such as mining. Minimum requirements of these instruments are seemingly insufficient for addressing the conflicting land use interests, ensuring the legitimacy of mining policies, or gaining a Social License to Operate (SLO, referring to local acceptance and legitima-

cy) for projects with significant environmental and social impacts.¹⁵

It seems obvious that more interactive, deeper modes of engagement are needed to achieve promises of participation, both in terms of improved reconciliation and legitimacy in complex and contested environmental decision-making.¹⁶ Such approaches have been, in policy literature, interchangeably referred to as communicative or collaborative planning, collaborative environmental management and collaborative governance.¹⁷

Collaborative governance has been defined as "the processes and structures of public policy decision making and management that engage people constructively across the boundaries of public agencies, levels of government, and/or the public, private and civic spheres in order to carry out a public purpose that could not otherwise be accomplished";¹⁸ it calls for localised participatory and deliberative approaches to environmental governance.¹⁹ The term "collaborative" recognizes that no single actor has the knowledge, instruments, resources, or authority to tackle complex environmental and social problems and related uncertainties. The approach builds upon face-to-face dialogue and co-operative relations between government bodies, non-governmental organisations, and private interests. Collaborative governance is often attached to an aim to reach a workable agreement or consensus that enjoys wide support (although not necessarily unanimity) without co-

¹² These three pillars of public participation are a cornerstone of the Aarhus Convention (Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters, 1998) which is the key international agreement on public participatory rights.

¹³ Pappila & Pölönen 2012, p. 178–179.

¹⁴ E.g. Appelstrand 2002, p. 282–285; Verchuuren 2005 p. 29–33.

¹⁵ Thomson & Boutilier 2011, p. 1779–1796; Poelzer et al. 2020, p. 1103–1105.

¹⁶ See also Holley & Sinclair 2013, p. 32–33.

¹⁷ E.g. Healey 1997; Wondelleck & Yaffee 2000; Emerson et al. 2012.

¹⁸ Emerson et al. 2012, p. 2.

¹⁹ Karkkainen 2004, p. 473; Holley & Sinclair 2013, p. 33.

ercion, bargaining, or an imbalance of power or resources.²⁰

Collaborative process is not merely about negotiation, it is about building shared understanding and trust among stakeholders.²¹ The promise of a collaborative approach is constructed from the assumption that such an approach can help increase problem-solving capacity, improve the handling of uncertainties, and minimize destructive conflicts – all by providing an orderly forum for interests articulation and value co-creation. Some policy initiatives for dialogues around mining have emerged in both Finland (e.g. network for sustainable mining²²) and Sweden (e.g. Swedish Mining Innovation²³ and Georange²⁴), to this end.

One key criticism of collaborative approaches relates to their lack of attention to unequal power relations between actors.²⁵ The collaborative approach often ignores the broader context within which the interactions take place. Regulation in which planning is embedded is of profound importance for the role collaboration can play. The regulatory context affects both the options of authorities and leverage of different stakeholders.²⁶ The incentive to engage in collaborative processes depends on each actor's alternative options (called Best Alternative to Negotiated Agreement, BATNA, in conflict liter-

ature),²⁷ and, unless a minimum degree of access and influence of the participants in the process is secured, attending a collaborative process might be contrary to the interests of, in particular, citizens and groups that are critical of the proposed project.

Another critical aspect of collaborative approaches concerns an inherent focus on consensus-seeking and a priori assumption of finding win-win solutions between all interests. With increasing pressure on the land to deliver “more of everything”, it becomes necessary to recognize the need for trade-offs regarding different land use scenarios. Any decision in favor of one land use over another implies an exclusion of alternative land use decisions that could have been taken.²⁸ Mining, by nature, implies the exclusion of a wide array of other land uses within a mining area – from a legitimacy perspective, it is crucial to both recognize and be transparent about choices (exclusions) made in each related process. Legally speaking, these types of tradeoffs play another role when property rights, such as Sami reindeer herding rights, are at stake; to characterise a “right” as an “interest” decreases the significance of the “right” – it invites discourse involving compromise and negotiations, therein.²⁹ Such a situation is especially evident regarding the Swedish mining regulations.³⁰

These critiques highlight the importance of understanding the regulatory context within which collaborative initiatives take place. One of the key challenges, then, is to have enough flexibility while, at the same time, creating a trust in the system through adequate predictability for both mining companies and citizens. This brings us back to the basic participatory rights

²⁰ Hamilton & Wills-Toker 2006, p. 758; Holley & Sinclair 2013, p. 36–37.

²¹ Meadowcroft 1998, *passim*; Ansell & Gash 2008, p. 544, 558 and Ulibarry 2019, *passim*.

²² See the webpages of the Finnish Network of sustainable mining: <https://www.kaivosvastuu.fi/in-english/> (accessed 2020-09-11).

²³ See the webpage of the Swedish mining innovation for a sustainable future: <https://www.swedishmininginnovation.se/> (accessed 2021-01-26).

²⁴ See the webpage of the Georange, a non-profit organization tasked to create constructive dialogue: <https://www.georange.se/> (accessed 2020-09-11).

²⁵ Holley & Sinclair 2013, p. 37.

²⁶ Raitio 2012, p. 309, 314–316.

²⁷ Fisher & Ury 1981.

²⁸ See also Mouffe 2005; Connelly & Richardsson 2004, *passim*.

²⁹ Eisenberg 1998, p. 363, 374–375.

³⁰ Raitio et al. 2020, p. 10, 12.

outlined in the Aarhus Convention; while they may not be *adequate* in improving the legitimacy and conflict-solving capacity of mining legislation, it would be a false conclusion to perceive them as *unnecessary*. Rather, Aarhus Convention rights can be characterized as a minimum standard that more collaborative approaches can be built upon. Furthermore, it is essential to ensure that substantive, provisions-setting boundaries for approving mining activities and related decisions are adequate. Bringing the procedural and substantive perspectives together, the key question, then, is whether or not current law provides adequate possibilities for citizens, communities, and rights-holders to all be able to influence the concrete outcomes of the planning and permitting processes regarding mining developments. Unless this occurs, collaborative initiatives risk being open to destructive power dynamics.

Against the background above, this article explores the relationships between collaborative governance and Finnish and Swedish legislation regarding mining developments.

1.3 Research setting and the structure of the article

This article has two closely-interlinked objectives. The first objective is to analyze how Finnish and Swedish mining-related laws address collaborative governance. The article examines comparatively whether or not, and if so then through what legal mechanisms, mining laws a) require, enable, or block direct dialogues and cooperative relations between stakeholders³¹ and b) create platforms for mutual learning and negotiations. The second objective of this arti-

cle is to identify the legal routes through which participatory and collaborative processes can make a difference in the content of crucial decisions – in this case, regarding the permissibility of the mining and related conditions attached to permits that limit the negative impacts of such activities.

Procedures regarding gold panning and exploration (that precedes mining permit phase) are not in the scope of this article. In the context of the pillars in Aarhus Convention, our focus is on *ex ante* participatory elements of law and, to a lesser degree, on legal standing. Questions on access to environmental information is not part of our analysis.³²

This article represents a legal-scientific analysis in which policy research provides a perspective for assessing national laws. Legal and comparative analyses are utilized as primary research methods. In terms of materials, this article mostly utilises statutes, case law, preparatory works of the acts, and literature.

Structurally, the article is divided into three main sections in addition to its introduction and conclusions, and it covers the key Finnish and Swedish regulatory tools applicable to mining, with respect to collaborative governance and public participation. First, we analyse the land use planning systems (Section 2), followed by an examination of the role of environmental impact assessments (EIA) in mining governance (Section 3). Mining and environmental permit procedures are discussed in Section 4, before we draw conclusions (Section 5) in relation to our objectives. Prior to the main sections, we briefly contextualise mining governance issues in regards to Sami rights in the two countries (Section 1.4); such contextualisation is necessary, be-

³¹ “Stakeholder” is used here as a broad concept and refers to all actors whose interests are engaged. Actors include mining companies, affected individuals and enterprises (e.g. from within the field of tourism), NGOs, authorities, municipalities, and rights-holders such as Sami reindeer herding communities.

³² The fundamental principle on access to public documents, in both Finnish and Swedish laws, attest to good access to information, including environmental information.

cause Sami Rights and international standards on Indigenous Rights are key issues – especially for mining governance in Sweden.

1.4 Context in relation to Sami livelihoods

There is a distinct difference between Finnish and Swedish mining governances and their respective challenges, especially in regards to the role of Sami rights and, within that notably, reindeer herding rights.³³ Compared to Swedish law, Finland's Mining Act (621/2011) offers strong protection for Sami culture and livelihoods³⁴ within the "Sami Homeland", an administratively-demarcated area situated in the northernmost corner of Finland.³⁵ The Finnish Constitution affords Sami linguistic and cultural self-governance within this area,³⁶ but not outside of it. Where decisions and activities negatively affect the Sami in the designated area, the Finnish State (including Ministries and State authorities) is obliged to directly consult with the Sami Parliament of Finland, so as to seek solutions that better accommodate the rights and needs of the Sami.³⁷ Internationally, this is known as "a State duty to consult" Indigenous Peoples.³⁸ So far, only few activities for exploration have taken place inside the Sami Homeland in Finland, and no mining

permits, as such, exist.³⁹ Exploration plans have faced strong resistance by local Sami.⁴⁰ The existing mines in Lapland, Finland, are located south of the Sami Homeland border. The situation is nearly the opposite in Sweden.

Mining in Sweden occurs, to a large extent, within Sami reindeer herding areas, with herding areas, overall, comprising some 50 percent of the State's territory.⁴¹ The Swedish Minerals Act (1991:45) does not afford explicit protection to Sami culture and livelihoods. However, in Sweden, in contrast to Finland, Sami reindeer herding is regarded as a usufruct right based on immemorial prescription,⁴² making Sami reindeer herding communities' important rights-holders in mineral permitting procedures. There remains an unresolved extent to which Sami rights are currently perceived as major obstacles for efficient mineral developments in the North of Sweden. Several appeals, as well as critiques of Sweden's corresponding legislation, have resulted in a standstill within the mining permitting system.⁴³ Mining developments in Finland

³³ In Finland the majority of reindeer herding is performed by Finns, and according to the Reindeer Herding Act (848/1990) s. 4 anyone permanently living within the Finnish reindeer herding area, and who is a citizen of a country within the EU, has the right to own and herd reindeer. In Sweden reindeer herding it is an exclusive livelihood for the Sami.

³⁴ Most importantly, the Act (s. 50) sets up obstacles to granting a permit (for exploration, mining, or gold panning) where the planned activity substantially undermines traditional Sami livelihoods and Sami culture. See further Koivurova et al. 2015, p. 19–21.

³⁵ The area is demarcated through the Sami Parliament Act 974/1995, s. 4, and roughly comprises of the three northernmost municipalities Enontekiö, Utsjoki, and Inari.

³⁶ Finnish Constitution, 1999, s. 121, para. 4.

³⁷ Sami Parliament Act, s. 9.

³⁸ Allard 2018, p. 26.

³⁹ The designation of "wilderness areas", a specific conservation category introduced by the Finnish Wilderness Act (62/1991), also helps to explain the lack of larger industrial sites, such as mines, in Lapland. A vast majority of the wilderness areas are located within the Sami Homeland; the aim of wilderness areas is to keep them as close to their pristine, natural state as possible, as well as to protect Sami culture and traditional livelihoods.

⁴⁰ In May 2014, the Irish mining company Karelian Diamond Resources (backed by Australian-British Rio Tinto) had an area reserved for preparing an application for exploration permit; however, due to strong local opposition, the company backed out one year later. See Lassila 2018, p. 1–9. See also Koivurova & Petreitei 2014, p. 129–30, 133.

⁴¹ The majority of existing metal mines are located in the counties of Västerbotten and Norrbotten. Sami reindeer herding communities are already facing cumulative impacts of several other competing land uses, including wind power parks, water power, tourism facilities, and infrastructure projects.

⁴² Allard 2011, p. 159–183; Allard & Brännström 2020, p. 429.

⁴³ Müller 2014, p. 231–241; Raitio et al. 2020 p. 25.

and Sweden has to be balanced with Sami livelihoods and international standards on Indigenous Rights, whereas the cases have been much more common in Sweden.⁴⁴

2. Land use planning as a tool for collaborative governance and effective participation

2.1 Finnish planning law

2.1.1 The design and aims of the Finnish planning system

Finnish land use planning law is mostly based on Finland's Land Use and Building Act (132/1999, LBA) and Land Use and Building Decree (895/1999, LBD). The LBA provides a hierarchical system for planning whereby national land use objectives, written in broad terms and adopted by the Government, directs the preparation of regional plans adapted by regional council. The regional plan sets the framework and directions for both the master plans and detailed plans adopted by the municipal council. Regional plans are legally binding; however, typically these plans leave plenty of discretion for municipalities, and focus is put on mid- and long-term objectives and strategies for regional land use. These plans guide regional development and steer land use on issues that are of a trans-municipal or regional nature. Both master plans and detailed plans can direct land use on diverse levels, ranging from non-binding recommendations to strict limitations on the use of plots. These plans can direct all land use activities in the area (master plans can span an entire municipality), but, alternatively, they can have a focus on specific theme(s) or project(s), such as housing, recreation, wind energy developments, or just one project, such as a mine or wind farm.⁴⁵

⁴⁴ See also Tiainen, Sairinen & Sidorenko 2015, p. 143.

⁴⁵ On the basis of the Finnish land use planning scheme, see e.g. Jääskeläinen & Syrjänen 2014, p. 96–99; Pölönen & Malin 2011, p. 132–133.

Objectives of Finland's land use planning legislation are manifold; the ultimate purpose is to make living environments healthy, safe, attractive, and socially functional, as well as to reconcile different land use interests in a sustainable way. Aims of the planning law also reflect collaborative governance; the Land Use and Building Act aims "to ensure that everyone has the right to participate in the preparation process, and that planning is high quality and interactive, that expertise is comprehensive and that there is open provision of information on matters being processed" (LBA s. 1 para. 2). It is commonly argued that the planning provisions of the LBA include a spirit of collaboration.⁴⁶

In the Finnish system, as a rule, at least one land use planning procedure must precede decisions concerning mining permit regulated by the Mining Act (621/2011). Predominantly small, low impact mines can be waved from the planning procedure under the LBA.⁴⁷ The cases in which land use planning is not needed are, these days, exceptions; the volumes of minerals, waste rock, and soil to be removed have significantly increased in recent decades.⁴⁸

Land use plans in Finland always include a strategic environmental assessment (SEA). The EU SEA Directive (2001/42/EC) is implemented in Finland through the sections of the LBA regarding impact assessment and participatory rights, as discussed after this section. Preparation of the SEA Directive was taken into account in the late 1990s, when planning-law reform was prepared in Finland.⁴⁹

⁴⁶ See also Syrjänen 2005, p. 42–43, 77 and Jääskeläinen & Syrjänen 2014, p. 51.

⁴⁷ This conclusion can be derived from section 47.4 of the Finnish Mining Act and its preparatory works (Bill on the Mining Act 273/2009, p. 103). See also Pölönen 2013, p. 421–424.

⁴⁸ See e.g. Similä & Jokela 2018, p. 152.

⁴⁹ Bill on the Land Use and Building Act (HE 101/1998, p. 58).

2.1.2 Collaborative elements and means for influencing

The Finnish Land Use and Building Act promotes collaborative governance through providing a wide range of opportunities for interested parties and members of the municipality to participate in planning from the very beginning of the process. Planning processes typically include three key phases for public participation (*ex ante*): a) an initial phase, in which a scheme for interaction procedures and impact assessment, as referred in s. 63 of LBA, is prepared, b) a draft plan phase (s. 62 of LBA, s. 30 of LBD), and c) a planning proposal phase (s. 65 of LBA). Additionally, the LBA provides access to justice for a variety of individuals, NGOs, legal entities, and authorities. Notably, all members of a municipality have the right to appeal a decision that approves a land use plan, excluding minor alterations of a detailed plan, in terms of its impacts (Local Government Act (410/2015) s. 137 para. 1 and LBA s. 191 paras. 1 and 3).

Participatory and collaborative processes are drafted within the LBA in flexible terms, leaving considerable discretion for the planners to choose actual forms of participation. The LBA (s. 62 para. 1) states that planning procedures must be organized and that the principles, objectives, and goals, as well as possible alternatives in planning, publicised, so that interested parties⁵⁰ have an opportunity to participate in plan preparation and the estimating of the plan's impact, as well as to state their opinion on it in writing or orally.⁵¹ Furthermore, s. 65 para. 1 of the

LBA requires that the plan proposal must be presented in public. According to this provision, the presentation of the proposal must be publicized in an appropriate manner in view of the purpose and significance of the plan, and members of the municipality and interested parties shall be provided with opportunity to express their opinions on the matter (objection). The LBA (s. 65 paras. 2 and 3) also requires authority responsiveness to objectors, in the form of the planning authority's stating of its reasoned opinion on an objection, made known to objectors who have so requested and provided their addresses.

The LBA also includes provisions on consultation. In the preparation phase of the regional plan, the planner must be in contact with the Ministry of Environment and the Centre for Economic Development, Transport and the Environment (CETE). Consultation must be arranged between the competent ministry, the CETE, and the regional council, so as to clarify how national objectives and other key goals pertain to the drawing up of the plan. Other plans concerning national or important regional land use objectives, or that are otherwise important in terms of land use, natural values, cultural environment, or government authorities' implementing obligations, must be prepared in communication with the CETE. Consultations must be arranged between the CETE and the local authority, so as to clarify how national objectives, as well as regional and other key goals, pertain to drawing up such a plan. (s. 66 paras. 1–2 of the LBA). These duties strengthen the collaborative potential of the LBA, however the consultations take

⁵⁰ Interested parties include "landowners in the area and those on whose living, working or other conditions the plan may have a substantial impact, and the authorities and corporations whose sphere of activity the planning involves" (Section. 62.1 of LBA).

⁵¹ Also, the Land Use Planning Decree (LBD, 895/1998) leaves considerable discretion to the planner to decide how participation is arranged. Section 30.1 of the LBD sets four alternative ways of organizing possibility for

interested parties, and other members of the municipality, to express views during the preparation of the plan. According to this provision, a planner can reserve opportunity for expressing opinion in 1) in written form, 2) oral form, 3) a specific event concerning a plan, or 4) another suitable way.

place only between authorities and within a restricted scope.

Since Finnish planning law only sets a loose framework for process, the collaborative nature of land use planning in Finland is highly dependent on the planners' choices regarding participatory tools. Requirements of the LBA enable planning practices in which multiple modes of collaborative governance (e.g. interactive meetings, working groups, and workshops) are utilised. The modes can be tailor-made to the characteristics of the plan, project, area, and stakeholders in question. On the other hand, the LBA also enables a minimalistic approach from the perspective of collaborative governance. In these cases, the process may include a possibility to lodge written comments on the planning documents and/or give oral feedback in public events organized by planner (s. 30 of the LBD), however these modes lack genuine dialogue, negotiations, and co-operative attitude.⁵² Minimum level of participation, mostly in the form of lodging written opinions, broaden an information base for the planner and decision-maker, but it can have weak performance in facilitating learning or/and minimising potential conflicts.

When it comes to legal routes for effective participation and local governance, master and detailed planning belong to key instruments in the Finnish legal system. This is due to the autonomy of municipalities in planning issues, as provided for by the Finnish Constitution (731/1999), the Local Government Act (410/2015), and established case law of Finnish Supreme Administrative Court (SAC).⁵³ In the case of the Muonio windfarm (SAC 2015:116), for example, a specific area was reserved for the windfarm in both the regional and proposed de-

tailed plan. The developer and municipality had also made a land use agreement, under the LBA, on the preparation and cost implications of the plan in question. However, the local municipal council rejected the proposed detailed plan, due to its judgement that the windfarm would cause significant negative impacts on scenery and nature-based tourism. The SAC held that the Council had not used its discretionary powers in contradiction to the valid law, and, thus, it maintained the decision of the Council. The Muonio case illustrates that, even when there is a regional plan directing more detailed planning, a municipality is not necessarily required to implement the higher-level plan. In such situations, a municipality cannot designate the area for other purposes (causing significant harm to the objectives of the regional plan), however it may end up planning nothing for the area. This implies that the toolkit of local governance includes the option of being passive in such matters which can, in turn, have crucial impacts on both land use and development of projects.

Despite the differences of mining and wind energy projects in regards to characteristics of the activities and applicable norms, the Muonio case is also applicable to the mining sector. In most situations, a mining permit decision cannot be given without a land use planning process, in accordance with the LBA, where relationships between land use interests are considered. The standard of *lex specialis* does not apply in such circumstances, since the Finnish Mining Act leaves the legal implications of plans to be determined under the LBA (s. 47, para. 4 of the Mining Act), and mining does not have priority over other land use interests in Finland's planning law.⁵⁴

While the Muonio case (SAC 2015:116) and several other cases (e.g. SAC 2015:95, SAC

⁵² See also Syrjänen 2005, p. 78 and 209.

⁵³ See also Ekroos & Majamaa 2015, p. 10 and Pölönen 2016, p. 72.

⁵⁴ See also Pölönen 2016, p. 77 and Heinilä 2019, p. 49.

12.8.2015 t. 2160) emphasise the strong role of municipality in land use issues, an underlying aim of land use planning is to support balanced outcomes and the coexistence of diverse land uses (principle of integration).⁵⁵ It is only when coexistence and harmony between livelihoods or other interests are not possible (an activity has an excluding impact in relation to other forms of land use) that the municipality should prioritize land use interests.⁵⁶ The legal status of this principle appears to be weakened by the above-mentioned case law, pointing to a municipality's broad discretion in deciding a) for what purposes sites are designated and b) whether land use plans are to be prepared at all.⁵⁷

On the whole, planning (in particular, master planning) can be utilised as a municipality-level governance tool to determine the relationships between mining and competing land use interests such as tourism, housing, and nature conservation. When a municipality decides whether or not there are preconditions for mining from the land use perspective, the practice itself nears that of a veto right.⁵⁸ However, such planning decisions must be based on (flexible) norms-setting content requirements for the plan as well as (sufficient) studies and impact assessments.

⁵⁵ Regarding the aim of the land use planning system to provide locational preconditions for diverse functions, projects, and activities of society, see e.g. Jääskeläinen & Syrjänen 2014, p. 97 and 305.

⁵⁶ See also Syrjänen – Jääskeläinen 2013, p. 9.

⁵⁷ Pölönen 2016, p. 73–74.

⁵⁸ Autonomy of the municipality in land use planning can also be seen as a link between the non-legal concept of Social License to Operate and the legal system. If the operation (or initiative or plan, for a development project such as a mine or wind mill) does not gain a social license during the EIA and planning process, this can have a crucial impact on the land use planning decision taken by municipality council, since planning decisions under the LBA allow for a variety of arguments and values to be taken into consideration.

2.1.3 Case of Kuusamo

Despite the fact that a municipality has the legal potential to direct and restrict mining activities and other land uses through land use planning, this can be a rather difficult legal exercise in practice. Such a situation is illustrated in a recent case of master planning in Kuusamo.

The case of the Kuusamo master plan cannot be fully understood without first looking into the developments and circumstances existing prior the planning process. In 2011, before the land use planning process started, a mining company had begun the environmental impact assessment process of a proposed gold mine project. Planned mining sites of the project were relatively close to the nationally-famous ski resort (named Ruka, 4–12 km from the planned open-pit mines) and the Kitkajoki River (1 km from the closest site), with specific nature and recreation values.⁵⁹

The gold mine initiative stirred up a full-blown conflict between mining and other local livelihoods already in the beginning of the EIA process, and the process (2011–2013) was actively used as a forum for opposing the project. Hearings of the environmental impact report phase ended up with 225 critical statements and opinions, some of them including over 1.000 signatures. Additionally, the EIA authority gave a very critical statement regarding the quality of the EIA report and process.⁶⁰

The city of Kuusamo responded to the mining conflict by preparing a policy guideline for integrating the uses of natural resources. The document stated that mining activities in Kuusamo can only be considered in areas where there are no significant adverse effects on nature values, natural products, food production, landscape, waterways, tourism imagery, and settlements.

⁵⁹ Pölönen 2016, p. 84–86.

⁶⁰ Pölönen 2016, p. 85–86.

According to the document, based on the information available it was not possible to launch mining or its enrichment operations without risk to the Oulanka-Ruka-Kitka-regions.⁶¹

A strategic master plan spanning the entire municipality (5.805 km²) was the main tool for implementing the municipality's policy guideline. The aim of the strategic master plan was to address the conflict between mining and other livelihoods and prevent such conflicts in other areas of Kuusamo, by designating areas as suitable and not-suitable for mining and enrichment projects. The plan included three different zones: 1) a no-go zone, 2) a zone with specific restrictions on mines and where enrichment was forbidden, and 3) a zone where mines and enrichment are possible (excluding uranium mines) if the activities fulfill requirements set in the other norms. Technically, a 'no-go zone' was established by banning mining and enrichment in planning stipulations that were attached to a development marking of Rm-1 (nationally and internationally significant area for tourism). The purpose of this zone was to secure preconditions for nature-based tourism and protect the nature values of the Kitkajoki River. The size of the area was 450 square kilometers, approximately one tenth of the total size of Kuusamo.⁶²

Since the planned gold mine was located in a 'no-go zone', the mining company appealed the decision approving the strategic master plan to the Administrative Court of Northern Finland. Based on this appeal, the Administrative Court (12 June 2018, dnro 00058/17/4102) overruled the planning decision and returned it to the municipality. According to the Court, the impact assessment of the plan and studies for integrating different land uses were insufficient,

and the master plan would have caused unreasonable burden for the holders of mining rights.

In its decision (SAC 2019:67) the Supreme Administrative Court maintained the outcome of the Administrative Court (overruling and returning the decision based on the master plan), but it fully rewrote the reasoning of the judgement. Unlike the Administrative Court, the SAC did not refer to inadequate examinations and impact assessments, but, rather, it considered that the planning technique used in master plan did not comply with the law. This judgement shows that the direction and restriction of land uses in master planning must be done by designating areas for specific uses, rather than explicitly banning certain industries in certain areas; however, the effects of both approaches can be the same, in practice. According to the SAC, "In the Master Plan, land use, such as mining, is primarily directed by designating areas to different uses." The decision of the SAC recalls that the preconditions of mining operations are to be resolved by licensing procedures that must take into account existing plans and affected areas. The Supreme Administrative Court also maintained that the municipality cannot preventively limit what types of plans it will subsequently prepare.

Based on the reasoning of the SAC, one branch of industry cannot be explicitly prohibited in a large area by the strategic land use plan. The SAC paid particular attention to the fact that the regulations in Kuusamo's master plan did not directly concern the environmental effects, but, rather, the prohibition of certain types of business. It is also noteworthy that the SAC did not state that marking for the 'no-go zone' was itself against the law; the marking was annulled on the grounds that it was closely tied to the explicit prohibition of mines that were found to be illegal.

Despite the outcome of the SAC's decision, the reasoning indicates that master planning

⁶¹ Kuusamo 2014.

⁶² Kuusamo 2015.

can be used for directing and restricting mining operations, and that mines are not in a special position in this regard, which was not clear before the Kuusamo case. However, a municipality must be careful in choosing planning techniques.

2.2 Swedish planning law

2.2.1 *Planning instruments and mineral developments*

Before discussing the ways in which Swedish planning law supports need for collaborative governance, this subsection first highlights corresponding key planning tools and links between planning and mineral developments in the Swedish legal setting.

Specific municipal planning, with respect to mining development, occurs late in the Swedish regulatory framework, typically taking place after decisions concerning environmental permits. Such planning targets development of infrastructure, buildings, dams, etcetera in one detailed plan, focusing on the constructed environment and covering only small areas. The Swedish Minerals Act (1991:45) does not stipulate any planning requirements before mining permit decisions as in Finnish mining law; in Sweden it is only required that the mining authority (the Mining Inspectorate) must assure that a permit decision does not contradict existing legally binding plans (a detailed plan or an area plan).⁶³ However, mineral developments normally take place in rural areas lacking legally binding plans.⁶⁴ It could be argued that Sweden's planning tradition is weighted in favor

of urban contexts and the constructed environment, including housing needs.⁶⁵

Under Sweden's Planning and Building Act (2010:900, PBA), all municipalities must have an "up-to-date" comprehensive plan that covers the total area of the municipality (PBA ch. 3 ss. 1, 23 and 25). Thus, spatial land use planning in Sweden exists mainly on the municipal level, under the principle of municipal planning control.⁶⁶ The non-binding comprehensive municipal plan (similar to the Finnish master plan) is aligned towards serving as a tool for visionary and strategic decisions that coordinate superior goals, programs, and strategies,⁶⁷ and new amendments to the plan, in effect as of April 2020, strengthen the alignment further. The aim of the most recent amendments is to strengthen the comprehensive planning as a *strategic* planning instrument.⁶⁸ The plan must be made more distinct in supporting subsequent plans and planning processes, especially in regards to the necessary steps for manifesting desired land uses.

Whether the revised and stricter provisions regarding the requirement that the comprehen-

⁶⁵ Bjärstig et al. 2018a, p. 37. This is reflected in guidelines by the advisory agency regarding spatial planning in the National Board of Housing, Building and Planning, and research on Swedish comprehensive plans which has a focus on urban settings and the constructed environment.

⁶⁶ This principle is a cornerstone of Swedish planning and enshrined into the Planning and Building Act ch. 1 s. 2. Each municipality, thus, has ultimate responsibility to decide on planning and building matters within its administrative borders. This authority rests on municipal self-government, as enshrined in the Swedish Constitution, the Instrument of Government of 1974, ch. 14 s. 2. See also Prop. 2009/10:170, p. 131, 387.

⁶⁷ Prop. 2009/10:170, p. 177.

⁶⁸ This is anchored in three key concepts: continuity, good application, and clear decisions. See Prop. 2019/20:52, *En utvecklad översiktsplanering*, p. 30, 32. Note that regional planning in Sweden is allowed only for the urban areas of Stockholm and Malmö, under chapter 7 of the Planning and Building Act. See PBA ch. 7 ss. 1–2; Prop. 2017/18:266, 40–1; the new chapter 7 came into effect 1 January 2019.

⁶³ See Minerals Act ch. 4 s. 2 para. 6. The Mining Inspectorate cannot allow an application that "counteracts" legally binding plans; however, smaller discrepancies are acceptable.

⁶⁴ See e.g. Bäckström 2015, p. 241. This situation was already anticipated by the preparatory works to the Swedish Minerals Act, see Prop. 1988/89:92 *Om ny minerallagstiftning m.m.*, p. 77.

sive plan must be *current* will increase the role of the comprehensive plan remains to be seen, however it's not likely.⁶⁹ In sum, although the comprehensive plan is not legally binding, it does have an influence on other decision-making.⁷⁰ At the same time, decisions related to permit applications, such as those regarding mineral developments, can be approved even where an activity contradicts values, interests, or prioritising stated in the comprehensive plan for a specific area.

The detailed plan⁷¹ mentioned above is, to a larger extent than the comprehensive plan, related to permitting processes, either for controlling habitation and buildings or steering localizations for the establishment of industries. The plan sets the conditions for buildings, structures, roads, parks, etcetera for smaller areas, and it is legally binding. Through a detailed plan, a municipality may prioritize certain land uses, such as mining, that are not entirely in line with – or even that contradict – purposes stipulated in the comprehensive plan.⁷² In a permit process, such as for a new mine, an existing, detailed plan needs to accommodate the industrial development, otherwise the permit cannot be granted,⁷³ or the plan must be adjusted beforehand by the

municipality. This means that a key function of the detailed plan is to shift away from inconsistent land uses from what the plan stipulates.⁷⁴ In rural areas lacking detailed plans, the establishment of a new mine will normally require the preparation and adoption of a detailed plan for erecting buildings and related infrastructures,⁷⁵ while also securing successful outcomes for building permit applications.⁷⁶ Expansion of a pre-existing mine is usually covered by detailed planning (with an objective to promote the mining industry). Since this plan is legally binding, any permit decision must be in line with the purpose of the plan.

Sweden's planning system is hierarchical, but the linked system is frail in that comprehensive plans are not legally binding and serve only as guides for ulterior plans. The municipality must, in their comprehensive planning, always state specific "areas of national interest", following Chapters 3 and 4 in the Environmental Code (1998:808),⁷⁷ and declare how these areas should be safeguarded (PBA ch. 3 s. 4). Such provisions in the Code function as broad guidelines for solving various land use and resource management prioritisation questions for areas where the State has significant public interests to guard, such as

⁶⁹ PBA ch. 3 s. 25 and Prop. 2019/20:52, En utvecklad översiktsplanering, p. 46–9. There is now a set time-limit for when the comprehensive plan is considered to be current and up to date, and a review of the plan during each term is now incorporated into a requirement for the municipal council to make a 'planning strategy' for each term.

⁷⁰ Josefsson 2019, p. 70.

⁷¹ Another legally binding subordinate plan in Sweden is the area plan (Sw. *områdesbestämmelser*), see PBA ch. 4 ss. 41–43. In areas without detailed plans, a municipality may use an area plan to implement certain aspects of the comprehensive plan, such as in planning for a vacation settlement, communications, or to secure a national interest under EC chs. 3–4. Usually, a detailed plan includes more in-depth planning.

⁷² Cf. Josefsson 2019, p. 71.

⁷³ Minerals Act ch. 4 s. 2 para. 5; Environmental Code ch. 2 s. 6 para. 3.

⁷⁴ Michanek & Zetterberg 2017, p. 493.

⁷⁵ PBA ch. 4 s. 2 para. 1 point 1 or 3a. This provision invokes the so-called "command for detail planning" in explicitly stipulated situations in the Act. According to preparatory works, an overall assessment on a case-to-case basis is necessary; however, in situations where buildings and structures in total cause a "significant environmental impact", a detailed plan is compulsory – which is the case with new mines. See Prop. 2017/18:167 Ett tydligare och enklare detaljplanekrav, 20–1. See also the conclusion in Bäckström 2015, p. 239–41.

⁷⁶ A municipality must deny a building permit application in an area without detailed planning if the "command for detail planning" is invoked. See PBL ch. 9 s. 31 point 2.

⁷⁷ See further Michanek & Zetterberg 2017, p. 142–44.

areas with conservation interests, reindeer herding, mineral deposits, wind energy, etcetera.⁷⁸

In rural areas in Sweden, and especially in the North, public interests are commonly overlapping in areas (and coexistence is the standard formula), making prioritizing difficult both for the municipality and in mining permitting procedures; with insufficient public consultations, decisions are at risk for being perceived as illegitimate. Investigated and suggested areas of national interest are considered before formal decisions are made by the corresponding sector authority,⁷⁹ and this occurs through hearing with other authorities, including the municipality, but not with the public at large.

Preparatory works to the Swedish Minerals Act have already emphasised difficult coordination between municipal planning and mineral extractions.⁸⁰ Recent research on rural comprehensive planning in Swedish mountain municipalities, where important mineral deposits exist, indicates that comprehensive planning procedures have a general lack of resources and low status, which, in turn, affects and limits stakeholder involvement and implementation in respect to sustainable development goals.⁸¹

2.2.2 Collaborative elements and means for influencing

While collaborative planning is a major branch of current planning theory highlighting the need for new methods of citizen and stakeholder participation, the realisation of collaborative planning in Swedish practice remains elusive, and legal research on the subject is scarce. Land use planning in Sweden has mostly focused on urban settings and the constructed environment

and less so on rural contexts.⁸² Despite recent amendments strengthening the comprehensive plan as a visionary, strategic tool, little has been done to support and streamline public participation. At the same time, citizen participation is enshrined into the PBA as a part of democratic freedom (cf. PBA ch. 1 s. 1). Consultation opportunities are an established part of both developing and amending municipal planning instruments (e.g. PBA ch. 3 s. 8; ch. 5 s. 6), with an aim to improving the basis for decisions as well as transparency and opportunities for influence (e.g. PBA ch. 3 s. 8 para. 2). However, the provisions only establish a broad framework for participatory and collaborative processes; it is each municipality's ambition, knowhow, and economy that ultimately determines the planning outcome with respect to the degree of collaborative governance that occurs.

In relation to a proposed comprehensive plan (PBA ch. 3 s. 8), the municipality must ensure consultation with a) the county administrative board, the regional board, and other affected municipalities, and b) municipality citizens as well as other authorities, organisations, and individuals with significant interest in the proposal. Similar consultation requirements apply with respect to proposed detailed plans, but the regional board is switched to the Land Survey Agency, and, because of the plan's binding nature, consultations include more specifically the concerned parties, such as affected land owners, rights-holders, and residents (PBA ch. 5 s. 11). It should be noted that, in Sweden, Sami as *indigenous* reindeer herders have equal status to any other stakeholders in respect to having their voices heard, including during the impact assessment process.

⁷⁸ Prop. 1997/98:45 Del 1, p. 244–5; Prop. 1985/86:3, p. 46.

⁷⁹ Michanek & Zetterberg 2017, p. 150–51.

⁸⁰ Prop. 1988/89:92, p. 77.

⁸¹ Bjärstig et al. 2018a, p. 35–54.

⁸² Bjärstig et al. 2018b, p. 781–795; Solbär, Marciano & Pettersson 2019; Österlin & Raitio 2020.

Integrated into the preparation of planning instruments is a strategic environmental assessment (SEA), under the Environmental Code (EC) chapter 6.⁸³ A SEA is required, with respect to plans, where a municipality develops or amends a plan, if its implementation is likely to have significant environmental effects (EC ch. 6 s. 3).⁸⁴ Two sets of consultations take place during the Swedish SEA process: first, with respect to determining whether the plan is likely to cause significant environmental effects (EC ch. 6 s. 6), and second, in relation to deciding on the scope of the assessment (EC ch. 6 s. 9). The first and second phases of consultation include, legally speaking, only authorities – that is, affected municipalities, county administrative boards, and other authorities (EC ch. 6 ss. 6, 10). The public may, however, express their opinions on the proposed plan and the accompanying draft SEA report before the adoption of the plan (EC ch. 6 s. 15). Thus, the SEA is an integral part of the municipal planning process.⁸⁵

It is stipulated that the municipality should strive to coordinate different consultations as much as possible (EC ch. 6 s. 46). The linkages between planning consultations and the SEA provisions are, however, not straightforward, and a close study of the preparatory works is needed. Neither the provisions nor the preparatory works of the SEA set terms or formats for consultations, leaving these details, instead, up to the degree of the motivation of each municipi-

ality.⁸⁶ This is also confirmed by recent studies regarding Swedish mountain-region municipalities in rural areas,⁸⁷ regions where a majority of Sweden's mineral deposits are located.

The planning process, as such, however, has the potential for genuine collaborative governance, and the PBA, or the SEA provisions, do not hinder voluntary, in-depth consultations and other means for citizens to participate in increased ways. However, it could also be said that the minimum legal requirements, given their vague wordings, remain low. A bigger problem seems to be that land use planning for mining developments in Sweden is largely detached from early permitting procedures, unlike in Finland.

In addition to public and stakeholder influence in the planning process *pre* decisions, access to justice is an integral part of environmental rights in Sweden. While detailed plans are legally binding, they can be appealed and challenged in court.⁸⁸ However, the legislator has desired restriction in legal standing,⁸⁹ wherein legal standing regarding the adoption of detailed plans essentially are qualified by case law.⁹⁰ In essence, all residents and land owners within the plan area are deemed to “be concerned”, and can also include property owners outside the plan area who own land adjacent to the area.⁹¹

⁸³ The latest changes to the SEA provisions concern clarifications supporting Swedish implementation of the SEA Directive. See Prop. 2016/17:200, p. 1, 83–7. See also new amendments proposed in Ds 2020:19 Genomförandet av MKB-direktivet i plan- och bygglagen.

⁸⁴ See the critical assessment on the implementation of the SEA by Josefsson 2019. He argues that Swedish implementation is poor in regards to the concepts of “plan” and “significant environmental effects”.

⁸⁵ PBA ch. 3 s. 8 paras. 1 and 3; ch. 5 ss. 11, 18–19. See prop. 2018/20:52, p. 70.

⁸⁶ Cf. Regulation on Environmental Assessments (2017:966).

⁸⁷ Bjärstig et al. 2018a, p. 35–54.

⁸⁸ PBA ch. 13 ss. 2 a, 8 and 11–12.

⁸⁹ Prop. 2009/10:170, 358–9.

⁹⁰ Legal standing is grounded in the public administrative law principle that a natural person should “be concerned” by the decision. See Public Administration Act (2017:900) s. 42.

⁹¹ What defines the right to legal standing is the effect a decision has upon the appellant. See e.g. the Supreme Court cases NJA 2017 s. 421, at paras. 10–11, NJA 2019 s. 629, at paras. 23–4, and NJA 2015 s. 976. The latter case concerns the Mining Company LKAB, which has an exploration permit within the plan area and exploitation permits adjacent to the area; the Court held that LKAB

The situation of late municipal detailed planning and approval of permit applications for buildings, structures, and excavations can, in the future, become more controversial. As stated, permit applications for infrastructure necessary for operating industry typically form the final stages in the entire permitting process.⁹² What happens, then, if a municipality refuses building and excavation permits for a mining company,⁹³ or if a municipality neglects or blocks the adopting of a mandatory detailed plan for infrastructure and buildings? Ultimately, the principle of municipal planning control means that each municipality decides if, where, and how planning takes place. Only rare situations invoke the so-called “command for detail planning” and thus trump municipal authority. In such circumstances, the government can order a municipality to adopt the detailed plan.⁹⁴ To the authors’ knowledge, this situation has never occurred regarding mineral exploitation.⁹⁵

So far, municipalities in rural areas with declining populations have approached mining companies with open arms. However, in recent years several exploration permits for battery minerals have been approved in the very south

of Sweden, in areas not accustomed to prospecting activities or mines. This activity has spurred massive local and municipal critique and many appeals. One can only anticipate that all municipalities will not be as cooperative as in the north, regarding late-stage detailed plans and building permit applications. The weakness of the Swedish planning model may prove to be a disadvantage and in fact jeopardise mine development.⁹⁶ The majority of approved exploration permits and existing mines are located in the two northernmost counties of Sweden, Norrbotten and Västerbotten.⁹⁷

2.3 Comparative viewpoints

From our analysis it is clear that Finnish and Swedish legal systems regarding land use planning have collaborative objectives and potential; they share the aims of interactive planning and transparency, as well as legislation enabling planning practices wherein multiple modes of collaborative governance can be applied. They can both be tailored-made in relation to characteristics of a plan, an area, and stakeholders in question. However, the laws only set broad frameworks for participatory and collaborative processes, and land use planning is heavily dependent on planners’ choices regarding participatory tools used and degree of motivation therein. The planning laws in both countries enable a minimalistic approach from the perspective of collaborative governance; in these situations, the process includes formal hearings and public events but lacks genuine dialogue, negotiations, and co-operative attitude.

When it comes to effective routes to influencing decisions, our analysis reveals that land use planning is an instrument that is more important in Finland than in Sweden for the pur-

had legal standing because the plan was directly affecting the company’s activities.

⁹² “Vägledning för prövning av gruvverksamhet”, SGU Report 2016:23, p. 9, 70.

⁹³ This is possible in an area without a detailed plan, under the argument that the municipality must first plan the area, see PBL ch. 9 s. 31 point 2.

⁹⁴ See PBA ch. 11 ss. 15–6. This occurs only if concerning a) an area of national interest (e.g. regarding valuable mineral deposits) that has not been sufficiently protected, or b) land uses that cover two or more municipalities and that have not been coordinated properly. See PBA ch. 11 s. 10 point 1–2.

⁹⁵ There is currently a conflict between Kiruna municipality and LKAB regarding a detailed plan. LKAB have formally requested the government to order Kiruna municipality to issue the detailed plan (2020-05-11) (Sw. *planföreläggande*). See <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/norrbotten/darfor-kan-lkab-tvingas-att-minskapa-gruvbrytningen> (accessed 2020-05-12).

⁹⁶ See also Bäckström 2015, p. 240.

⁹⁷ SGU, Årsredovisning 2018, 2019, p. 27.

pose of organising relationships between mining and other land uses. Finnish municipalities have a stronger role early-on regarding mining developments. In most circumstances in Finland, municipality-level planning decisions are required for mining permits, and planning can be used for directing and restricting mining operations. Mines are not in a special position in Finland, in this respect. Thus, the municipality has a crucial role in Finland from the land use perspective, deciding whether there are preconditions for a mine in a certain area; this power is close to a veto right, in practice.⁹⁸ Autonomy of municipalities in planning issues means that the State can force municipalities to start a planning process only in exceptional circumstances; this applies to both countries.

In Sweden, the non-binding comprehensive plan has a similar steering function as the Finnish master plan; however, the Swedish plan always addresses the whole area of a municipality, giving the plan a rather general character. Since a comprehensive plan already exists for each municipality in Sweden, such a plan is rarely amended simply due to planned mineral extractions. This fact, in turn, means that (in Sweden) participation does not take place at an early stage regarding land use planning. Unlike Finnish legislation, the Swedish Minerals Act does not legally require a binding plan to be adopted before a mining permit can be approved. Therefore, planning in the context of mineral development in Sweden typically occurs late in the entire process and via the detailed planning of corresponding buildings and other structures.

Conversely, the permitting authorities responsible for deciding on mining developments play a crucial role in the Swedish regulatory framework; cooperation and consultation between those authorities and municipalities does exist. Swedish planning law is tied closely to the natural resource management provisions of the Environmental Code, including public interests and designated “areas of national interest” (*Sw. riksintressen*); these elements are accounted for within the comprehensive plan, and they have profound influence on mining permit decisions.

3. Environmental Impact Assessment

3.1 The EIA as a tool for participation and collaborative governance

Public participation and consultations are fundamental parts of environmental impact assessment,⁹⁹ and from a collaborative governance perspective this process holds great potential. In EIA theory, the EIA process has been widely viewed as a deliberative planning tool that includes the potential for communicative planning, mutual learning, and a unique way for the public to participate and influence environmental planning and decision-making. The EIA is meant to be an open process for discussion and participation of different actors. It aims to increase the transparency and broadens the information base of environmental policy planning and decision-making. It is also meant to be an interactive and communicative policy instrument that should facilitate direct participation, offering different forms of participation during the EIA process.¹⁰⁰

Corresponding legislation provides frameworks for the environmental impact assessment process, including public participation. However,

⁹⁸ If the project involves uranium or thorium mining, also Finland’s Nuclear Energy Act (990/1987) is relevant from the perspective of local governance. Mining and enrichment operations for uranium and thorium are subject to the permission of the municipality. This amendment was made to Nuclear Energy Act (Section 21.4) when the Mining Act was reformed.

⁹⁹ As noted by Wood (2003, p. 275), “EIA is not EIA without consultation and participation.”

¹⁰⁰ See e.g. Wilkins 2003 p. 409 and Pölönen et al. 2011, p. 125.

er, the practices of public participation and consultation have evolved, to a large extent, without direct legal obligations – in Finland, Sweden, and elsewhere. The types of public participation and consultation differ not only between jurisdictions, but also between the projects.¹⁰¹ Modes of EIA participation can range from provision of information to many types of in-depth consultations with specific groups, and the participation can even be linked to direct public power, for example to determine in co-operation with affected indigenous communities whether a mining project should proceed or not (also known as the principle of free, prior and informed consent, FPIC).¹⁰² There are numerous tools of consultation and participation used in EIA processes, such as: 1) public meetings, 2) community advisory committees, 3) community liaison staff, 4) public inquiries, questionnaires, and surveys, 5) steering groups in which a wide range of stakeholders are represented, 6) workshops, 7) participatory GIS¹⁰³, and 8) social media. Aside from regulatory demands, the choice of participation method (or mix thereof), depends on the aims and policies of the developer, stage of the EIA, public being engaged, nature of the action, and local circumstances.¹⁰⁴

Finnish and Swedish legislation on environmental impact assessments have common grounds in two EU Directives, namely the EIA

Directive (2011/92/EU, amend. 2014/52/EU) and the SEA Directive (2001/42/EC). The EIA Directive is applied in the case of individual projects, such as mines, and the SEA Directive is applied at the strategic level, covering certain public plans or programmes. In Finland, the EIA Directive is implemented mainly through the Act on Environmental impact assessment procedure (EIA Act 252/2017), while the SEA Directive is implemented by the Act on the Assessment of the Effects of Certain Plans and Programmes on the Environment (SEA Act 200/2005), the Land Use and Building Act, and the Act on Water Resources Management (1299/2004). In Swedish law, both EU Directives on impact assessment have been implemented into the Environmental Code (1998:808) Chapter 6, in which sector legislation, such as the Planning and Building Act and Minerals Act, is referred to. Chapter 6 of the Environmental Code (EC) has been amended fairly recently (in force January 2018),¹⁰⁵ giving effect to changes within the EIA Directive.¹⁰⁶ In both countries, strategic environmental assessment is always carried out in the land use planning process, as has been previously discussed. Forthcoming analysis in this article will focus on the project-level EIA.

3.2 The Finnish EIA setting

In Finland, the EIA is carried out as a separate procedure, and its significant elements are accomplished before a permitting process starts. The key characteristics of the Finnish EIA system include a mandatory scoping phase and a so-called EIA liaison authority system for guidance and quality-control. Liaison authority is a re-

¹⁰¹ On the relationship between EIA theory, law, and practices, see Pölonen & Perho 2018, p. 3–10.

¹⁰² Wood 2003, p. 277; Heinämäki 2016, p. 217, 219–220; Tomlinson 2019.

¹⁰³ Participatory GIS (geographic information systems) refers to geographic technologies made available to the public concerned to provide capacity for them in generating, managing, analysing, and communicating spatial information. Spatial information can be, for example, information about cultural sites, the environment, and natural conditions of the area (e.g. species perceptions), or opinions, wishes, fears, and ideas related to a place. Seppänen 2016, p. 54–55.

¹⁰⁴ Wood 2003, p. 277–279; Pölonen & Perho 2018, p. 8–10.

¹⁰⁵ Prop. 2016/17:200 Miljöbedömningar.

¹⁰⁶ These amendments meant an overhaul of Chapter 6, where the old chapter was replaced by a new structure and a few new concepts, and these changes relate both to the SEA and EIA, but primarily to the EIA provisions. Prop. 2016/17:200, p. 1, 66, 70.

gional authority (a unit in a Centre for Economic Development, Transport and the Environment) focusing on EIA issues. This arrangement supports the quality of the EIA, while it enables a single authority to specialize in EIA issues and thus build a vast expertise on relevant legal requirements, guidelines, and good practices.¹⁰⁷

The Finnish EIA law exhibits aims of collaborative governance, however it provides only loose frameworks for collaborative practices. As a minimum, the Finnish EIA Act requires that two hearings are arranged during an EIA process - one in the scoping phase and another in the EIA report phase (s. 17 and 20 of the EIA Act). A hearing takes place in written format. In practice, anyone can lodge comments on the scoping document (called environmental programme) and EIA report.¹⁰⁸ In its latest revision, a provision on pre-consultation was added to the EIA Act, but it is not a means for public participation (third parties do not have a right to initiate or participate in the negotiations). The purposes of the pre-negotiation are to promote the management of an entirety of assessment, planning, and permit procedures required for the project, as well as the exchange of information between the developer and the authorities, and to improve the quality and usability of documents for streamlining procedures (s. 8 of the EIA Act). In Finland, by policy choice, legislation clearly excludes other stakeholders from these consultations.

Furthermore, s. 21 of the EIA Act states that the developer and coordinating authority may agree to arrange public notification and hearings in another manner, in addition to the hearings regulated by s. 17 and 20 of the Act. Based on this provision, it is an established practice that two oral hearings are arranged during the EIA

process.¹⁰⁹ This means the occurrence of public events in which a scoping document and EIA report are introduced and the public has a chance to pose questions and comments regarding these documents. It depends to a large extent on the developer (and the developer's consultants) as to how these events are facilitated and whether meeting techniques employed support dialogue, mutual learning, and trust between stakeholders. In many instances, participatory processes also include use of EIA steering groups where various stakeholders are represented. Increasingly, workshops, tools of social media, and participatory GIS are also used in the Finnish context, so as to enhance the communication and capacity of the public in generating both information and opinions.¹¹⁰

While interactive participatory tools are increasingly utilised in EIA practice (beyond the legal minimum), developers have maintained their dominant roles in arranging and controlling participatory procedures. As a result, participatory tools can also be used for manipulation, and viewpoints and suggestions provided by participants may, thus, have a negligible impact in a substantial sense (marginal-to-no impact on planning decisions).¹¹¹ On the other hand, the task of the EIA liaison authority within the Finnish system is to ensure that the developer considers the (legally) relevant viewpoints and comments presented by the public; the steering function of the liaison authority balances the asymmetric division of power between the developer and the public.¹¹²

The timing of an EIA and participation has been identified as a critical factor for the

¹⁰⁷ Pölönen et al. 2011, p. 123.

¹⁰⁸ Pölönen & Perho 2018, p. 39–40.

¹⁰⁹ See also the Government Bill for the new Finnish EIA Act (HE 259/2016), p. 63.

¹¹⁰ Pölönen & Perho 2018, p. 8–9.

¹¹¹ See also Hokkanen 2007, p. 261–265.

¹¹² Hokkanen 2007, p. 261–265; Pölönen 2007, p. 63–65, 187–192.

effectiveness of the EIA and the public's arguments.¹¹³ This is clearly a strength of the Finnish EIA system, wherein the law provides for an early start to a participatory process. The EIA Act (s. 15 para. 1) states that "The environmental impact of the project must be assessed at the earliest possible stage in the design process, taking into account further preparation of the project, with alternatives still open." The absolute deadline for accomplishing this process, in Finland, is the decision-making phase (s. 15 para. 2 of the EIA Act).

Despite the fact that developers cannot be forced to reveal their project plans in the early phase of planning (such as by requiring a scoping document to be submitted), separation of the EIA and permitting procedures does, in fact, mean an early start for an EIA. An early phase of technical planning means that a wider range of project alternatives is available when participatory procedures and dialogues within the EIA start. This process supports innovative co-designing of a project and efficient solutions to conflicting issues, in-line with collaborative governance. This process could be further enhanced by more inclusive pre-consultations in which all relevant stakeholders participate in initial discussions and planning of the EIA process. As mentioned earlier, the EIA Act restricts third-party participation in pre-consultations, under Section 8. However, there are no legal restrictions to arranging informal consultations for other stakeholders if a developer, such as a mining company, so wishes.

When it comes to the timing of the EIA in mining cases, the Mining Act must also be considered. The latest changes to the Mining Act (578/2019) imply that a developer can initiate mining a permit procedure in a manner that creates privilege to mining rights (right to exploit

minerals at the site), even if the EIA is unfinished (s. 32.1 of the Mining Act). This is a clear weakening of the legal setting of mining, from the collaborative perspective. The amendment created incentive for mining companies to postpone EIA studies and submit mining permit applications in which one project alternative is chosen, before consideration of alternatives would be carried out in an EIA. Prior to the amendment, a mining permit application had to be fully completed, including an EIA report and reasoned conclusion from the liaising authority, before its submission could result in a privilege to mining rights.

On whole, Finnish EIA legislation provides sound frameworks for communicative planning and collaborative governance, but the collaborative nature of each process varies considerably depending on the aims and strategies of a developer and other stakeholders.

3.3 The Swedish project-based EIA

In contrast to Finland, the Swedish EIA is tightly connected to the permit process, in fact it is a prerequisite for starting an EIA process under the Environmental Code (EC).¹¹⁴ With Sweden's split permitting process, it follows that one EIA is required for a mining permit (first EIA) and one for a corresponding environmental permit (second EIA).¹¹⁵

In Sweden, the EIA is conducted by the applicant – the mining company – but commonly out-sourced to consultants. The county admin-

¹¹⁴ EC ch. 6 s. 20; Michanek & Zetterberg 2017, p. 195.

¹¹⁵ A third EIA may be required, with respect to risk of causing significant effects on a nearby Natura 2000 area. This EIA can be performed separately or as part of the EIA for the mining permit (EC ch. 6 s. 36). Note, however, that legislation does not clearly stipulate when the Nature 2000-permit application should take place. According to EC legislation and case law, it should be made early on, which, in a Swedish context, means in relation to the mining permit. The mining company Boliden has challenged this notion by appeal, for the Laver mine (currently ongoing).

¹¹³ Hokkanen 2007, p. 271–272; Pölönen 2007, p. 275–276.

istrative board has a special consultative and co-ordinating function in the Swedish EIA system (e.g. EC ch. 6 s. 32). When the permit application and EIA report are sent to the permitting agency, rights-holders and the public are invited to make (written) comments on the EIA report (EC ch. 6 s. 39), as a part of collaborative governance. The agency that decides on the application (in this instance, the Mining Inspector or Government for the mining permit, and the Land and Environmental Court for the environmental permit) determines whether or not an EIA meets the minimum legal requirements (EC ch. 6 s. 42).

It is quite recently (January 2018) that corporate consultations in relation to the EIA for the mining permit have been undertaken as a mandatory part of the EIA process.¹¹⁶ Pre-2018, most mining companies still undertook consultations on a voluntary basis. Many also developed a specific “reindeer herding impact assessment” to evaluate negative impacts on Sami reindeer herding.¹¹⁷ In contrast to Finnish law (in Sami Homeland), Sweden lacks requirements of the State to consult *directly* with affected Sami reindeer herding communities and the Sami Parliament.¹¹⁸

It is obvious that the regulatory framework under the Swedish Minerals Act was originally designed to fast-track mineral extractions,¹¹⁹ constraining participation with rights-holders and blocking consultations with the larger public. That could be regarded as surprising, since mining developments often create tensions and conflicts locally and so would, instead, benefit from early dialogue and collaborative methods

between mining companies and stakeholders/rights-holders not only authorities. A few successive steps have changed these constraints during last decade.¹²⁰

Swedish forms of consultation within legislation are open and vary, but the concept “samråd” in Swedish typically denotes oral hearings or meetings, and consultation is to be done as early as possible (before the company locks in certain decisions and production methods). In addition, written information, statements, and other forms of collaborations may be accepted. The mining company also needs to report on the results of consultations and other collaborative means to the permit authority. On the whole, the first and second EIAs reflect the aims of collaborative governance, namely the mandatory corporate consultations with rights-holders, stakeholders, and NGOs, and within a timely manner. At minimum, *one* consultation with the concerned public is mandatory (EC ch. 6 ss. 29–31), and at least two consultations with affected stakeholders (see also ch. 6 s. 24).¹²¹ It is more of a rule than an exception for a mining company to have successive consultations; it is viewed necessary so as to obtain local acceptance.

While there normally are years between the two permit applications and the corresponding EIAs, interim knowledge of the proposed facility, production methods, infrastructures, etcetera results in a second EIA with greater detail in regards to negative environmental impacts of

¹¹⁶ One of the stated reasons was to reduce appeals, see Prop. 2016/17:200, p. 158.

¹¹⁷ In a Sami rights context there are multiple problems attached to the normal EIA as well as the “reindeer herding impact assessment”, see further e.g. Kløcker Larsen, Österlin & Guia 2018.

¹¹⁸ Allard 2018, p. 26, 31–35.

¹¹⁹ See also Michanek & Zetterberg 2017, p. 524.

¹²⁰ Prop. 2013/14:159 Bättre information och tydligare ansvar vid mineralprospektering; Prop. 2016/17:200.

¹²¹ Prop. 2016/17:200, p. 118. The preparatory works more or less presuppose that a company needs to hold several consultations, subject to conditions regarding the case at hand, and that well-conducted consultations may reduce the risk for changes and appeals later on. Specifically, affected rights-holders are singled out in the legal text where direct contacts and consultations are expected, whereas consultation with the wider local public can be dealt with in other (indirect) ways. See *ibid.*, p. 119.

the proposed mine and infrastructure. However, Swedish case law has pushed the limits of the scope of the first EIA through the Norra Kärr case¹²² decided by the Swedish Supreme Administrative Court (SAC) in 2016. This case challenged the limited nature of the EIA required under the Minerals Act, and initiated due to potential negative impacts of a proposed mine on a nearby Natura 2000 area. The matter concerned whether it was lawful, under the Minerals Act, to limit the mining permit (and EIA) to the designated permit area, thereby excluding all activities and infrastructure necessary for operating a mine. As a result, related infrastructure (tailings, dams, transport corridors) must now be a part of the first EIA.

After the Norra Kärr case, the scopes of the first and second EIAs have converged, yet they still differ in some respects – particularly in terms of their geographical scopes. The second EIA also includes transports, dust, noise, emissions into water, etcetera that are further away from the mine area. Another difference is that only the first EIA provides information for assessment and prioritising with respect to public interests in the Environmental Code Chapters 3–4, including effects on “areas of national interest” such as relating to Sami reindeer herding and a mineral deposit.

3.4 Comparative viewpoints

With respect to aims of interactivity, transparency, and consultations, the Finnish and Swedish EIA systems are similar, with both reflecting a spirit of collaborative governance. However, the degree of motivation, therein, as well as the forms and quality of consultation, can significantly differ within and between the legal frameworks. In both countries, it is essentially up to a mining company to determine the forms

and degree of participatory engagements and influence regarding project planning. If the developer or/and other stakeholders only use the EIA to promote their interests instead of engaging in collaborative dialogue, then the potential effectiveness of an EIA as a tool of collaborative governance is easily weakened.¹²³

A significant difference between the two jurisdictions relates to the EIA’s relationship to the permitting processes. Unlike in Sweden, the Finnish EIA process is carried out as a separate procedure. An early EIA (preceding permit procedures) often means that project planning is not developed in a manner that would exclude realistic dialogue on project alternatives. This enhances possibilities for genuine participation and collaborative governance. However, after the latest amendments to the Finnish Mining Act (2019), a mining company can initiate a mining permit procedure even if the EIA is substantially unfinished. This weakens the potential role of an EIA as a tool for effective participation in mining cases.

In the Swedish system, an EIA must be produced in two instances, since it is tied to the permit process. The first EIA takes place in the mining permit phase, and the second in relation to the environmental permit. The two EIAs have converged after recent case law development (Norra Kärr), but there are some differences – notably, that the second EIA is more detailed, given that it is later in the process and much more is known about a proposed site and production options, etcetera, which also means that possible impacts of a mine can be better predicted. In addition, when a proposed mine is situated within a Sami reindeer herding area, the developer must assess negative impacts on the reindeer herding. Many companies do this in the form of a “reindeer herding impact assessment”

¹²² SAC 2016 ref. 21.

¹²³ See also Hokkanen 2007, p. 263.

that often goes beyond the legal minimum requirements. As is the case with municipal planning decisions, Swedish reindeer herding Sami have the same opportunities to be consulted and participate as other stakeholders have – Swedish EIA legislation does not regard reindeer herding Sami as indigenous rights-holders with special status.

4. Mining and environmental permits

4.1 Mining and environmental permit procedures in Finland

Mining and environmental permits, which can be applied for either in free order or simultaneously, are primary permit processes for mining in Finland. The main function of a mining permit decision is to determine the right to exploit minerals; it is also meant to be a tool for balancing various interests and preventing negative impacts of the mining activities. An ambitious objective of the Finnish Mining Act (sec. 1) is to simultaneously safeguard private and public interests, with particular attention to a) the conditions for mining, b) legal status of landowners and private parties sustaining damage, and c) the impacts of the activities on the environment, land use, and the economic use of natural resources. The aim of ensuring municipalities' opportunity to influence decision-making, and the opportunity of individuals to influence decision-making that affects them and their living environment, is also anchored in the Finnish Mining Act.

The environmental permit procedure is the most important tool for the environmental governance of mining in Finland. The objectives of the Environmental Protection Act (527/2014, EPA) include the aim of improving opportunities of citizens to affect decision-making regarding the environment. At the heart of the environmental permitting procedure is the prevention of environmental pollution and adverse effects of

waste. Case-specific permit conditions are key in permit consideration. A permit application can and must be rejected on grounds of significant environmental pollution or risk thereof only if the effects cannot be prevented by modifying the project and volume of its impacts through the conditions. Relevant issues in the environmental permit procedure for mining projects include waste management, protection of groundwater, surface water and soil, and noise and air emissions management. In mining projects, a water permit, in accordance with the Water Act (587/2011), is connected to the environmental permit, and it is granted by the Regional State Administrative Agency. Water permits address the managing of the use of water resources and water environment, as well as access and compensation issues related to water management projects.¹²⁴

Both mining and environmental permit procedures provide participatory rights, including a) access to information (the parties affected must be informed of the permit application), b) the right to express opinions prior to decision-making (anyone can lodge comments on the permit applications), and c) access to justice. Parties concerned (whoever may have a right or interest in the matter) and NGOs (fulfilling criteria set in the Finnish Mining Act and EPA) can challenge the mining and environmental permit decisions before the administrative court.¹²⁵

These rights support the transparency of the permit processes, broaden the information base for the decision-making, and enhance the implementation and enforcement of the legal requirements surrounding the mining activities. However, the mining and environmental permit

¹²⁴ Pölönen & Halinen 2017, 6–7.

¹²⁵ Pölönen 2012, p. 91–102. Before the reform of Finnish mining legislation in 2011, the Mining Act (from 1965) contained very few mechanisms for participation and environmental governance. Pölönen 2012, p. 80–81.

procedures cannot be characterized as interactive processes. Neither the Mining Act nor the Environmental Protection Act contain regulations on the interactive modes of participation, even if a case is conflicted.

When it comes to potential to influence, substantive norms - as in setting criteria the proposed activities must fulfill - play key roles in both procedures. Substantive norms can be considered as 'action-forcing' elements, transferring input from impact assessments and hearings (procedural norms) to decision-making. Scopes of the substantive norms frame legally relevant matters that can effect decision-making; this implies that effects caused by emissions, for example, are taken into account in environmental permitting. All relevant impacts of physical altering (e.g. to scenery), cannot be addressed in this procedure. This means that arguments presented in EIA and the participatory processes cannot be taken into account holistically in environmental permitting in Finland, although many key governance issues, including pollution control and impacts on Sami livelihoods (SAC 2020:124), are considered.

Finland's Mining Act provides a broad scope for permit consideration in terms of impacts, however the high thresholds of unconditional preconditions limit the possibilities to influence to the outcome of permits under consideration. Section 48.2 of the Mining Act is particularly relevant here;¹²⁶ it regulates that:

¹²⁶ With respect to developments within the Sami Homeland, it is stated in s. 50 that approval of permits (exploration, mining, gold panning) *must not* be granted if activities under the permit "alone, or together with other corresponding permits and other forms of land use would, in the Sami Homeland, substantially undermine the preconditions for engaging in traditional Sami sources of livelihood or otherwise to maintain and develop the Sami culture". According to the second paragraph, approval of a permit is still possible if it is feasible to remove such impediments through permit regulations.

"a permit shall not be granted if the mining activity causes danger to public safety, causes *highly significant detrimental* environmental impacts, or *substantially* weakens the living conditions *and* industrial conditions of the locality, and the said danger or impacts cannot be remedied through permit regulations". (emphasis added)

Finland's Water Act contains a similar provision, but it has only been applied once in its nearly 60-year history (in the case of the reservoir of Vuotos, SAC 2002:86).¹²⁷ Due to high thresholds (unconditional preconditions) and vague wordings (including provisions on case-specific conditions)¹²⁸, the role of the Act in the governance of environmental and social impacts of mines appears to be lesser than one would think, in light of both the objectives and the Act and Government Bill.

The first instances in which the Mining Act of 2011 was (partially) applied give the same impression as mentioned above. The Finnish mining authority (Tukes) has given very few case-specific conditions in these situations; instead, it has repeated flexible wording of the law, such as "Mining shall not give rise to significant harm to the public or the private interest nor infringement of public or private interests", in its decisions. This practice has been heavily criticized by both the Court and academics. In case SAC 22.11.2017 t. 6029, the Supreme Administrative Court overruled and returned the decision given by Tukes, in which provisions on permit conditions under the Mining Act of 2011 were applied to the Kuusamo gold mine. The Court clearly stated that the permit decision must concretize the applicable norms under the new Mining Act and not just repeat the general obligations of the Act. Along these same lines,

¹²⁷ On the case of Vuotos, see Koivurova 2004, *passim*.

¹²⁸ See Vihervuori 2019.

Similä and Jokinen have criticized that the permitting practice of the Finnish mining authority has run counter to the entire idea of permitting: “No one knows what this formulation [of permit conditions repeating the flexible text of law] means in concrete terms and yet permit holders may unwittingly violate its terms”.¹²⁹

It remains to be seen how the mining authority will change the application of the Mining Act based on the ruling of the SAC and what type of concrete, case-specific conditions will be given. This change is not an easy task for the mining authority. One of the challenges is the complex relationship between the Mining Act and the Environmental Protection Act. The Mining Permit should not contain permit conditions that overlap with the case-specific permit conditions of the environmental permit procedure on emissions. At the same time, a mining permit typically precedes an environmental permit, and it can be difficult for the mining authority to predict forthcoming conditions of the environmental permit.

Another challenge in the consideration of a mining permit comes from the nature of mining itself. It can be argued that the ambitious aim of the legislator, to secure the conditions for mining and simultaneously tend to all other interests in a balanced way, can be an impossible mission in practice. An objective of balanced outcomes is very difficult to reach when mining activities are excluding other activities in relatively large areas (which can explain the stricter provision regarding obstacles to granting permits within the Sami Homeland). Due to the nature and characteristic of today's mines (increased sizes and volumes), large-scale impacts on land use, scenery, production of waste, and risks of water pollution can be limited only to an extent. If competing land uses, such as residential areas,

nature protection, and nature-based tourism, are sensitive to direct and indirect impacts of a mine, then the mining authority must prioritize the activities based on the preconditions within the Mining Act. In practice, the mining authority has the authority to fully reject a mining application only in exceptional cases.

Finnish mining legislation is currently under revision. Based on the first draft Bill for the Act Mining Act (published in Sep 2020), the revisions will be moderate.¹³⁰ However, it is too early to predict what type of political processes will take place at the end of the drafting process and how this reform will change the state of mining law in Finland.

4.2 Mining and environmental permit procedures in Sweden

Few new mining developments in Sweden have, as of yet, been decided on beyond the granting of exploration permits.¹³¹ Several mining permit applications have been sitting with the Government for decision since at least 2017, signifying how delicate and politically sensitive these decisions presently are in Sweden. One could easily say that there exists a anti-mining movement in Sweden, and that it increases “when the state offers little or no real access nor influence to mining-sceptical actors in either policy formulation”

¹³⁰ On the revision process of the mining legislation, see the webpages of the Ministry of Economic Affairs and Employment: <https://tem.fi/kaivoslakiuudistus>.

¹³¹ E.g. the Land and Environmental Court of Appeal rejected an environmental permit application by Svenska Kaolin AB in 2019, case MÖD M 10717-17. Most applications for environmental permits regard expansions of already existing mines or infrastructure. See e.g. the Land and Environmental Court of Appeal case MÖD M 10031-14 from 2016 (Boliden was granted continued activity in Aitik); MÖD M 10355-17 from 2018 (LKAB was denied permit due to risk of damage on a Natura 2000 area); MÖD 2011:51 from 2011 (LKAB was denied permit of an extension, Gruvberget, because the application was too narrowly defined, and new and existing activities should be assessed simultaneously).

¹²⁹ Similä & Jokinen 2018, p. 164.

or in actual permitting processes.¹³² This correlates to the perceived lack of influence.

As in Finland, a mining permit in Sweden is applied for before an environmental permit, which is an order that follows logically from legislation.¹³³ An approved mining permit establishes an exclusive right to access particular minerals within a designated permit area (Minerals Act ch. 5 s. 1), not the right to operate the mine.¹³⁴

Of the two permit applications, the mining permit is vital in that it establishes the permissibility of the project as a whole (a balancing of opposing public interests) and whether or not the applicant can proceed to apply for an environmental permit. The original preparatory works of the Swedish Minerals Act state that applicants will most likely be granted the rights to extract found minerals,¹³⁵ and, even if this was the case earlier, the picture has become increasingly complex in the last decade – in much part due to “areas of national interest” (Minerals Act ch. 4 s. 2 para. 4) and EU law. The balancing of existing public interests, especially “areas of national interest”, that takes place in the mining permit stage is, in turn, binding in subsequent environmental permit decisions (ch. 4 s. 2 para. 4) and cannot be “reopened”.¹³⁶ It is established by SAC in a case from 2012,¹³⁷ where Vapsten reindeer herding community appealed the Government’s decision regarding the Rönnebäcken mine, that where the “areas of national interests” are in-

deed incompatible, the permit authority (Government in this case) must prioritise one interest and state its reasons why.

Under the Swedish system, the Mining Inspectorate, as the designated mining authority in Sweden, determines both the designation of “areas of national interest” (valuable mineral deposits) and decides on a case-to-case basis the approval of mining permit applications. In general, this occurrence is a rare situation, and one in which all other permit processes related to environmental issues are concentrated into the environmental permit; it is a symbol of a permit process that is tilted in favour of mine development.¹³⁸ The design of the provisions on mining permits (ch. 4 s. 2) aids in the approving of a mining permit – namely, if the stipulated conditions are met, the Mineral Inspector *must* grant the permit;¹³⁹ which is, indeed, an unconditional precondition. Recently, EU law and an increased focus on indigenous Sami reindeer herding have seriously challenged this framework.

The county administrative board, which is tasked to safeguard regional interests, such as reindeer herding and biological diversity, can disagree on how the Mining Inspector balances or prioritises public interests. As a result, the permit decision cannot be made by the Mining Inspector but must, instead, be elevated to the Government for a decision (Minerals Act ch. 8 ss. 1–2). This explains why applications pile up at the Government, including appeals that the Government handles that concern mining permits decided by the Mining Inspectorate (ch. 16 s. 1); the legislator has manifested a political steering

¹³² Zachrisson & Beland Lindahl 2019, p. 10.

¹³³ Prop. 1988/89:92, p. 46.

¹³⁴ See also Bäckström 2015, p. 183.

¹³⁵ Prop. 1988/89:92, p. 56, 61.

¹³⁶ Prop. 1988/89:92, p. 57, 61.

¹³⁷ SAC 2012 not. 27: SAC repealed the Government’s decision on approving the mining permit. The Government made a new decision prioritising the mineral interest. Vapsten appealed again and SAC held that the Government’s decision did not include any errors this time, see SAC 2014 not. 65. Note that these cases include only a limited trial (Sw. *rättsprövning*).

¹³⁸ See also Pettersson et al. 2015, p. 240–244.

¹³⁹ The provision states that “A concession *shall be* granted if 1. a deposit has been found which can probably be utilized on an economic basis, and 2. the location and nature of the deposit do not make it inappropriate to grant the applicant the concession applied for.” (our emphasis)

of “case law” regarding mining permits.¹⁴⁰ There are questions as to whether the Swedish provisions related to legal standing of concerned public are in line with the Aarhus Convention and the EIA directive.¹⁴¹

In Sweden, collaborative governance during the environmental permit phase is traditionally more extensive than with mining permitting. A mining company needs to obtain a number of environmental permits under the Environmental Code and its by-laws, which normally are assessed simultaneously and include a permit for environmentally hazardous activity,¹⁴² permits for adjoining activities and facilities, primarily sintering, and other processing,¹⁴³ and a permit to regulate impacts on water systems via dams or efferent of groundwater¹⁴⁴. These assessments are meant to mitigate negative environmental effects arising from the *operation* of the mine and its adjoining infrastructures, and conditions to the permits are also decided upon.¹⁴⁵ In Sweden, applications are handled by the Land and Environmental Court. Decisions can be appealed to the Land and Environmental Court of Appeal, and then on further up to the Supreme Court (by leave of grant). All affected rights-holders have legal standing, including environmental NGOs (Environmental Code ch. 16 s. 12–13),¹⁴⁶ and procedure consists of a complete trial, which means that access to justice in such a process is considerably better than that of a mining permit.

All in all, participation of stakeholders and rights-holders in permit decision-making, in Sweden, is broader, in the context of environ-

mental permits, at the environmental courts. The Government, acting as both the permit authority and the appeal body, significantly restricts collaborative government for mining permits. Appeals are only possible via limited trials at the SAC, targeting possible procedural and margin of appreciation errors. Sami reindeer herding communities not directly connected to the immediate mining area have had difficulties gaining access to the appeal system, despite being affected by mining-related transport, facilities, etcetera, and, where they have had legal standing, their influence has been slim due to the limited nature of trials at the SAC.¹⁴⁷ At the same time, environmental NGOs can appeal mining permits (Minerals Act ch. 16 s. 4 a). For both permit phases, the best possibilities to influence decisions happens mainly via the EIAs, since they are tightly connected to the permit procedures and assessments.

4.3 Comparative viewpoints

Environmental and mining permit procedures play a key role in the governance of mining in Finland and Sweden. The Finnish Mining Act, however, is more recent and attests to a more modern approach, given its stated objectives of balancing public and private interests while including rights-holders, including the protection of the environment as well as Sami culture within the Sami Homeland. Nonetheless, a mining permit has similar functions in both countries – it determines the right to exploit minerals and how to balance opposing public interests. In Finland, the balancing of conflicting interests is a legal consideration, while Swedish law, with “areas of national interests” for differing purposes, leaves, explicitly, more room for steering – especially where the Government becomes the authority of first instance. In Sweden, if the county

¹⁴⁰ Prop. 1988/89:92, p. 69.

¹⁴¹ Darpö 2013, p. 497–499.

¹⁴² Environmental Code ch. 9 ss. 1, 6; Regulation on Environmental Examination (2013:251), ch. 4 s. 11.

¹⁴³ Regulation on Environmental Examination ch. 4 ss. 12, 14.

¹⁴⁴ Environmental Code, ch. 11 ss. 3, 9.

¹⁴⁵ Prop. 1997/98:90, p. 151–2.

¹⁴⁶ Prop. 1997/98:45, p. 485.

¹⁴⁷ Cf. SAC 2014 not. 65, referred to above.

administrative board involved disagrees with how the Mining Inspector aims to balance these public interests, the decision is then elevated to the Government. Important to stakeholders' and rights-holders' access to justice, the Finnish mining permit decision can be appealed to court for a full trial, where the Swedish legislator has retained a political steering of the permitting process with the Government as an important authority.

Another difference between the two countries' laws is the legislative technique used in the key provisions for permit consideration. In the Swedish Minerals Act, the provision (ch. 4 s. 2) stipulates that the authority *must* approve an application if the prescribed conditions are met (low threshold), whereas the Finnish legal text allows for both the conditions and hindering (impediments) of approval of a permit, leaving more room for balancing diverse interests by the competent authority.

In both countries, a key function of the environmental permit procedure is to determine mitigation measures for preventing and minimising environmental harm and risks. However, the Finnish environmental permit system seems to provide stronger environmental safeguarding; rejection of a permit application on environmental grounds is a real option, if significant environmental pollution risk is difficult to prevent through permit conditions. Swedish practice seems to emphasise the mining permit as a threshold decision, while the environmental permit procedure is important only for stating permit conditions so as to mitigate environmental harm.¹⁴⁸

In the Finnish permit process, procedures for participatory rights go beyond the minimum requirements of the Aarhus convention, but neither the Environmental Protection Act nor the

Mining Act contain regulations on interactive modes of participation, which are close to conventional, top-down participatory models. In Sweden, the EIA, with its broad consultations, is integrated tightly into both the mining permit and environmental permit procedures. Therefore, Swedish permitting includes a wider range of tools for co-operative relations between a developer, governmental bodies, individuals, local communities, and NGOs. A relevant question, however, is whether or not consultation occurs too late for seeking consensus or preventing potential conflicts. If consultation takes place after crucial technical and financial decision-making, the room for collaborative governance can be small or even negligible, which is the situation regarding the weak level of influence Swedish Sami reindeer herding communities have.

5. Conclusions

The primary task of this article has been to highlight the relationships between collaborative governance and mining-related laws, with a comparative focus on Finnish and Swedish legislation. We first identified the differences between the two countries in the context of Sami rights. These rights play a very different role in Swedish permitting practices from the Finnish practices. Compared to Swedish law, Finland's Mining Act offers strong protection for Sami culture and livelihoods within the "Sami Homeland". Mining companies have refrained from seeking mining permits for areas within the Sami Homeland in Finland so far. The situation is nearly the opposite in Sweden where affected reindeer herding communities are often important right-holders and stakeholders in the permitting practices. The lack of substantial guarantees in Swedish legislation to restrict approval of permits (i.e. in case of significant impairment of the reindeer herding), combined with the absence of a direct consultation duty of the State

¹⁴⁸ See also Pettersson et al. 2015, 243–244 and 251.

and state authorities regarding the Sami as an indigenous people, signifies that the communities' potential to actually make a difference concerning the content of crucial decisions is slim.

Outside of Sami and reindeer herding rights, our analysis has focused on land use planning, environmental impact assessment, and mining and environmental permit systems. We found that the laws of land use planning and EIA systems, in both countries, have clear collaborative goals and potential. The laws support collaborative governance, and interactive processes are meant to exist where manifold expertise and views of stakeholders are shared and taken into account. Land use planning and EIA procedures provide sound frameworks for collaborative practices whereby various modes of collaborative governance (e.g. interactive meetings, working groups, and workshops) can be used, and they can be tailor-made to the characteristics of the case in question.

There are also clear differences between the jurisdictions. Specific land use planning prior to a mining permit is not mandatory in Sweden as it is in Finland, in most cases. In the Finnish system, especially the master planning has a critical role in the local governance regarding mining developments. As a rule, a planning decision is a precondition for the mining permit, and municipality-level planning can be used for designating areas for mines or restricting mining operations. In this respect, mines are not in a special position compared to other land use interests. The autonomy of municipalities in planning issues means that only in exceptional circumstances can the State force municipalities to start planning processes.

Swedish law lacks clear ties between planning decisions and the mining permit, and binding planning decisions are made in a late phase. The detailed plans, which are of importance in this context, are directed in the steering of infra-

structure, buildings, dams, and such, after the necessary mining and environmental permits have been obtained. Although a municipality may use detailed planning and building permit procedures for rejecting mine operations, the likelihood for doing so at such a point in planning is slim. New mines are typically planned for rural areas where only a non-binding comprehensive plan exists. While the Swedish comprehensive plan has similar steering functions as the Finnish master planning, it is not utilised for mineral developments *per se*. Instead of municipal plans, Swedish law relies on a set of broad land use and resource management provisions from within the Swedish Environmental Code for the balancing of public interests and regarding specific areas (such as areas with conservation interests, reindeer herding, mineral deposits, and wind energy). The provisions are to be applied, then, both in planning decisions by the municipality and in a mining permit assessment by the Mining Inspector or the Government.

It is noteworthy that in planning and EIA law neither in Finland nor Sweden is it required that the outcomes of the processes achieve broad support of the stakeholders/rights-holders; the laws only set broad frameworks for the participatory and collaborative processes. Collaboration in planning is heavily dependent on the planners' and municipalities' choices, while collaborative modes are developer-driven in an EIA. In both countries, the planning and EIA law enables a minimalistic approach from the perspective of collaborative governance; the process must include formal hearings, but genuine dialogue, negotiations, co-operation, and broad consensus can be absent and without legal consequences. On the whole, the planning and EIA legislation in the two countries have collaborative aims and characteristics, but they do not represent collaborative governance in a strict

sense (joint decision-making or broad consensus on the crucial decisions).

When it comes to environmental and mining permit procedures in Finland and Sweden, both jurisdictions maintain provisions on hearings for the public, but, as for outcomes, only issues and values reflected by substantive provisions within sectoral statutes can be taken into account. In Sweden, permit assessment under the Minerals Act, which stipulates that a permit *must* be granted if certain conditions are fulfilled, has no consensus-seeking characteristics, while the Finnish Mining Act reflects the idea that the mining authority should provide a multitude of permit stipulations in the act of balancing various interests. In both countries, a permit application must be accepted or rejected based on the substantive requirements under the respective sector legislation – parties cannot just agree on the content of a permit decision, and also conditions for operation must be given irrespective of consensus or lack thereof.

Consequently, our legal analysis supports a collaborative-theories critique that meeting the demanding conditions of collaborative governance (in terms of deliberation and negotiation) is, in practice, highly difficult due to substantive provisions in legislation as well as power imbalances between actors and rights-holders. Legal norms do not always create incentives for developers or legal competence of authorities to negotiate or seek compromises. This can be the case, for example, if a developer anticipates that an application will fulfill the preconditions and a permit will likely be granted. Authorities also have a legal duty to grant permits irrespective of potential local resistance; they must abide by the law, and general principles of administrative law treat private parties alike.

Our analysis has identified both the manner and the timing of participatory procedures as key issues for successful collaborative practic-

es. When participatory procedures are initiated alongside the technical development of a project by a mining company, a range of project alternatives can be open for collaborative considerations. Such a process supports co-operative designing of a project and enables efficient solutions in determining and addressing conflicting issues, in-line with collaborative governance. In this respect, there appears to be room for improvements in both countries but in different ways. Such improvements would mean a reconsideration of the timing of mining EIAs (both countries), and earlier legally binding land use planning prior to permit decisions (Sweden). In Finland, improvement would technically mean a simple change, such that a mining permit application must include an EIA report and reasoned conclusions (a return to the legal framework existing prior to the 2019 amendments of the Finnish Mining Act). In Sweden, improvement would call for more radical changes, both with respect to the planning instruments and to the structure of the Swedish EIA law. Under these conditions, an EIA, or part of it, would precede the mining permit procedure, and provisions would support utilising such an EIA more as a planning tool and early-phase participatory platform. This is something that needs close assessment for the Swedish legislation on mine developments; there may be other, more suitable and less far-reaching amendments to engage, as well.

At the same time, we consider that more rigorous and detailed regulation on the means of collaboration (e.g. requirements to use certain interactive methods) is not a panacea that would lead to better planning and genuine collaboration in the field of mining. Regulatory design regarding collaborative means requires holistic analysis, wherein both procedural and substantive sides of law are simultaneously considered.

Acknowledgements

This article has been written as part of the projects “Collaborative remedies for fragmented societies – facilitating the collaborative turn in environmental decision-making” funded by Strategic Research Council at the Academy of Finland (313013+ 313304), “Indigenous Rights and the Global Politics of Resource Extraction: The Case of Mining in Sápmi” funded by Formas (grant No. 2012-135 and 2012-1007), “Sami traditional livelihoods, competing land uses, competing legal sources” (SaCC) at the UiT The Arctic University of Norway, financed by the Research Council of Norway (Project No. 259418) and “Transforming anatomies of democratic planning: Combining planning-theoretical and legal perspectives on flexible regulation in Finnish land use law” funded by Academy of Finland” (333368). The authors would like to thank Professor Timo Koivurova, Researcher Pamela Lesser and Ph.lic, PhD Student Caroline Strömberg for their helpful comments.

References

Literature and official sources

- Allard, C., “The Rationale for the Duty to Consult Indigenous Peoples: Comparative Reflections from Nordic and Canadian Legal Contexts”, *Arctic Review on Law and Politics* 2018 Vol. 9, p. 25–43.
- Allard, C., “The Nordic countries’ law on Sámi territorial rights”, *Arctic Review on Law and Politics* 2011, No. 2, pp. 159–183.
- Allard, C. & Brännström M., “Girjas sameby mot staten: En analys av Girjasdomen”, *Svensk Juristtidning* 2020, p. 429–452.
- Ansell, C. & Gash, A., “Collaborative Governance in Theory and Practice”, *Journal of Public Administration Research and Theory* 18(4) 2008, p. 543–571.
- Appelstrand, M., “Participation and societal values: the challenge for lawmakers and policy practitioners”, *Forest Policy and Economics* 4/2002, p. 281–290.
- Armstrong, M. – Petter, R. – Petter, C., “Why have so many tailings dams failed in recent years?”, *Resources Policies* Vol. 63. October 2019.
- Björstig, T. – C. Thellbro – O. Stjernström – J. Svensson – C. Sandström – P. Sandström & A. Zachrisson, “Between protocol and reality – Swedish municipal comprehensive planning”, *European Planning Studies* 26(1) 2018, p. 35–54. (Björstig et al. 2018a)
- Björstig, T. – Thellbro, C. – Zachrisson, A. & Svensson, J., “Implementing collaborative planning in the Swedish mountains: The case of Vilhelmina”, *WIT Transactions on Ecology and the Environment: Sustainable Development and Planning* 2018, p. 781–795. (Björstig et al. 2018b)
- Bäckström, L. (2015). *Svensk gruvrätt: En rättsvetenskaplig studie rörande förutsättningarna för utvinning av mineral* (dissertation). Luleå University of Technology.
- COM(2017) 490 final. Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the 2017 list of Critical Raw Materials for the EU.
- Connelly, S. & Richardson, T., “Exclusion: The necessary difference between ideal and practical consensus”, *Journal of Environmental Planning and Management*, 1/2004, p. 3–17.
- Darpö, J., “Rätten att klaga på miljöbeslut i EU-rättslig belysning. Del 2: Klagorätten utanför miljöbalken”, *Europarättslig Tidskrift* No. 3/2013, p. 481–506.
- Ds 2020:19. Genomförandet av MKB-direktivet i plan- och bygglagen (Public report on the implementation of EIA directive in planning).

- Eisenberg, A., "The public interest and the politics of difference in Canada", *International Review of Sociology* 8(3) 1998, p. 363–376.
- Ekroos, A. – Majamaa V. (2015). Maankäyttö- ja rakennuslaki. Edita publishing.
- Emerson, K., Nabatchi, T., & Balogh, S., "An Integrative Framework for Collaborative Governance", *Journal of Public Administration Research & Theory* 22(1) 2012, p. 1–29.
- Faehnle, M. – Mäenpää, P. – Blomberg, J. & Schulman, H., "Civic engagement 3.0 – Shifts towards self-made society in Helsinki metropolitan region", *The Finnish Journal of Urban Studies* 3/2017.
- Fisher, R. & Ury, W. (1981), *Getting to Yes. Negotiating Agreement Without Giving In* (2nd ed) Penguin Books, New York.
- HE 273/2009 vp. Hallituksen esitys Eduskunnalle kaivoslaiksi ja eräiksi siihen liittyviksi laeiksi (Government Bill on the new Mining Act and related acts).
- Healey, P. (1997), *Collaborative Planning: Shaping Places in Fragmented Societies*, MacMillan, Basingstoke.
- Heinämäki, L., (2016). Global context – Arctic importance: Free, prior and informed consent, a new paradigm in international law related to indigenous peoples. In: T. M. Herrmann and T. Martin (Eds.), *Indigenous peoples' governance of land and protected territories in the Arctic*. Springer, Heidelberg, pp. 209–240.
- Hillier, J., "Agonizing Over Consensus: Why Habermasian Ideals cannot be 'Real'", *Planning Theory* 2/2003, p. 37–59.
- Hokkanen, P. (2007). Kansalaisosallistuminen ympäristövaikutusten arviointimenettelyssä Acta Universitatis Tamperensis 1285. Tampere: Tampere University Press.
- Josefsson, H., "Vad är en plan? – En analys av Sveriges implementering av direktivet om strategisk miljöbedömning", *Nordic Environmental Law Journal* 2/2019.
- Jääskeläinen, L. & Syrjänen, O. (2014). Maankäyttö- ja rakennuslaki (Land Use and Building Act). Rakennustieto.
- Heinilä, A., "Maankäytön suunnittelu ja turvallisuus (Land Use Planning & Security)", *Oikeustiede-Jurisprudentia* LII (2019), p. 9–102.
- Holley, C. & Sinclair, D., "Deliberative participation, environmental law and collaborative governance: Insights from surface and groundwater studies", *Environmental and Planning Law Journal* 30 (2013), s. 32–55.
- Kauppi, S. – Mannio, J. – Hellsten, S. – Nystén, T. – Jouttijärvi, T. – Huttunen, M. – Ekholm, P. – Tuominen, S. – Porvari, P. – Karjalainen, A. – Sara-Aho, T. – Saukkoriipi J. & Maunula, M. (2013). Assessment of the potential impacts on water environment caused by the gypsum pond leakage at the Talvivaara mine. (In Finnish with English and Swedish abstracts). Reports of the Finnish Environment Institute 11/2013, 90 p., Finnish Environment Institute (SYKE).
- Kløcker Larsen, R. – Österlin, C. – Guia, L. "Do voluntary corporate actions improve cumulative effects assessment? Mining companies' performance on Sami land", *The Extractive Industries and Society*, 2018.
- Koivurova, T., "The Case of Vuotos: Interplay Between International, Community and National Environmental Law", *RECIEL* 30 (2004), p. 47–60.
- Koivurova T. – Masloboev V. – Hossain K. – Nygaard V. – Petrétei A. & Vinogradova S., "Legal Protection of Sami Traditional Livelihoods from the Adverse Impacts of Mining: A Comparison of the Level of Protection Enjoyed by Sami in Their Four Home States", *Arctic review* 6(1) 2015, p. 11–51.
- Koivurova T. & Petrétei A., "Enacting new mining law in Finland", *Nordic Environmental Law Journal* 1/2014, p. 119–133.

- Kokko, K. – Buanes, A. – Koivurova, T. – Masloboev, V. – Pettersson, M., “Sustainable mining, local communities and environmental regulation”, *Barents Studies* 2015, 2(1), p. 51–81.
- Kuusamon kaupunki 2014. Kuusamon luonnonvarojen yhteensovittamissuunnitelma.
- Kuusamon kaupunki 2015. Kuusamon strateginen yleiskaava. Kaavakarttaluonnos ja kaavaselostus (4.6.2015).
- Lassila, M. M., “Mapping mineral resources in a living land: Sami mining resistance in Ohcejohka, northern Finland”, *Geoforum* 2018, p. 1–9.
- Leino, J. & Miettinen E., “Malminetsintä, hyväksyttävyyden ja osallistumismahdollisuudet – tapauksena Heinäveden malminetsintäkonflikti”, *Ympäristöpolitiikan ja -oikeuden vuosikirja* 2020, p. 265–367.
- Meadowcroft, J. (1998). Co-operative Management Regimes: A Way Forward? In: Co-operative Environmental Governance. Public-Private Agreements as a policy strategy. (ed.) Glasbergen, P. Kluwer, pp. 21–42.
- Michanek, G. & Zetterberg, C. (2017), *Den svenska miljöretten* (4 uppl.), Iustus, Uppsala.
- Mouffe, C. (2005), *On the Political*, Routledge, New York.
- Müller, A., (2014), *Smutsiga miljarder*, Ord & Visor Förlag, Skellefteå.
- Nakajima K. – Daigo I. – Nansai K. – Matsubae K. – Takayanagi W. – Tomita M. & Matsuno Y., “Global distribution of material consumption: Nickel, copper, and iron”, *Resources, Conservation and Recycling* 133(6) 2018, p. 369–374.
- Nurmi P. A. & Rasilainen K. (2015). Finland’s Mineral Resources: Opportunities and challenges for future mining. Mineral Deposits of Finland. Chapter 11, p. 753–780.
- Pappila, M. & Pölönen, I. Reconsidering the role of public participation in the Finnish forest planning system. *Scandinavian Journal of Forest Research* (27) 2012, p. 177–185.
- Pettersson, M. – Oksanen, A. – Mingaleva, T. & Petrov, V., “License to Mine: A Comparison of the Scope of the Environmental Assessment in Sweden, Finland and Russia”, *Natural Resources* 6(4) 2015, p. 237–255.
- Poelzer G. – Lindahl K. R. – Segerstedt E. – Abrahamsson L. & Karlsson M., Licensing acceptance in a mineral-rich welfare state: Critical reflections on the social license to operate in Sweden. *The Extractive Industries and Society* 7(3) 2020, p. 1096–1107.
- Prop. 2019/20:52 En utvecklad översiktsplanering (Government Bill on amendments of the comprehensive planning).
- Prop. 2017/18:266 En ny regional planering (Government Bill on a new regional planning).
- Prop. 2017/18:167 Ett tydligare och enklare detaljplanekrav (Government Bill on amendments to detailed planning).
- Prop. 2016/17:200 Miljöbedömningar (Government Bill on amending EIA/SEA rules).
- Prop. 2013/14:159 Bättre information och tydligare ansvar vid mineralprospektering (Government Bill on increased dialogue in mineral prospecting).
- Prop. 2009/10:170 En enklare plan- och bygglag (Government Bill on the Plan and Building Act).
- Prop. 1997/98:90 Följdlagstiftning till miljöbalken m.m. (Government Bill on sector legislation to the Environmental Code).
- Prop. 1997/98:45 Miljöbalk (Government Bill on the Environmental Code).
- Prop. 1988/89:92 Om ny minerallagstiftning m.m. (Government Bill on the Minerals Act).
- Prop. 1985/86:3 förslag till lag om hushållning med naturresurser m.m. (Government Bill on the management of natural resources).
- Pölönen, I. – Hokkanen, P. – Jalava, K., “The Effectiveness of the Finnish EIA system – What works, what doesn’t, and what could be im-

- proved?", *Environmental Impact Assessment Review* (31) 2011, p. 120–128.
- Pölönen I. & Malin K., Yleiskaavoitus metsäalueiden käytön ohjauksessa. *Ympäristöpolitiikan ja -oikeuden vuosikirja* 2011, p. 125–184.
- Pölönen, I. & Halinen, A., "Harmonisointia ilman koherenssia – Kaivoslain toimivuus kaivos- ja ympäristölupamenettelyjen suhteiden näkökulmasta" (Harmonization without coherence – performance of Mining Act from the perspective of the relationship between mining and environmental permitting). *Edilex-lakikanava* (9.8.2017): <https://www.edilex.fi/artikkelit/17855>
- Pölönen, I. & Perho, J. (2018). YVA-oikeus – Uudistunut ympäristövaikutusten arviointimenettely (EIA Law – Revised Environmental Impact Assessment Procedure). Edita Publishing. Keuruu.
- Pölönen, I. (2007). Ympäristövaikutusten arviointimenettely. Tutkimus YVA-menettelyn oikeudellisesta asemasta ja kehittämistarpeista ympäristöllisen vaikuttavuuden näkökulmasta. Jyväskylä: Suomalaisen Lakimiesyhdistyksen julkaisuja A-sarja N:o 280.
- Pölönen, I., "Kaivokset kaavoissa. Kunnan harkintavalta yleiskaavoituksessa kaivostoiminnan ohjauksen näkökulmasta" (Mines in the Land Use Plans – Discretion of the Municipalities in Directing the Mining Activities Through Master Planning) *Oikeus* 1/2016, p. 70–91.
- Pölönen, I., "Ympäristönäkökohtien ja paikallisten toimijoiden asema kaivoslain mukaisessa lupaharkinnassa" (Status of Environment and Local Actors in Permit Consideration under the Mining Act). *Lakimies* 3/2013, p. 414–435.
- Pölönen, I., "Paikallisten osallistumisoikeudet malminetsintä- ja kaivoslupavaiheissa – Uuden kaivoslain arviointia" (Participatory Rights in the Exploration and Mining Permit Phases – Evaluation of the New Mining Act). *Ympäristöjuridiikka* 2/2012, p. 70–105.
- Raitio, K., Allard, C. & Lawrence, R., "Mineral extraction in Swedish Sápmi: The regulatory gap between Sami rights and Sweden's mining permitting practices", *Land Use Policy* 99/2020. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105001>
- Raitio, K., "New Institutional Approach to Collaborative Forest Planning: Methods for Analysis and Lessons for Policy", *Land Use Policy* 2/2012, p. 309–316.
- Richardson, B., J. & Razzaque, J. (2006). Public Participation in Environmental Decision-making. In: B
- Richardson, J. & S. Wood (Eds.), *Environmental Law for Sustainability* (pp. 165–194). Oxford: Hart Publishing.
- Sarapää, O., Lauri, L.S., Ahtola, T., Al-Ani, T., Grönholm, S., Kärkkäinen, N., Lintinen, P., Torppa, A. & Turunen, P. (2015). Discovery potential of hi-tech metals and critical minerals in Finland. Report of Investigation, Vol. 219. Available at: http://tupa.gtk.fi/julkaisu/tutkimusraportti/tr_219.pdf
- Sector report on the mining industry. Publications of the Ministry of Economic Affairs and Employment 2019:57.
- Seppänen, T., "Protecting biodiversity with participatory environmental planning", *Geospatial World* 6(7) 2016, p. 54–55.
- SGU (Sveriges geologiska undersökning), Årsredovisning 2019. SGU: February 2020.
- SGU (Sveriges geologiska undersökning), Årsredovisning 2018. SGU: February 2019.
- Similä, J. & Jokinen, M., "Governing Conflicts between Mining and Tourism in the Arctic", *Arctic Review on Law and Politics* 2018 Vol. 9, p. 148–173.
- Shah, A. & Shah, S. (2006). The New Vision of Local Governance and the Evolving Roles of Local Governments. In: Shah, A. (eds). *Local*

- Governance in Developing Countries. Washington, D.C.: World Bank, p. 1–46.
- Solbär L. – Marciano P. – Pettersson M., “Land-use planning and designated national interests in Sweden: arctic perspectives on landscape multifunctionality”, *Journal of Environmental Planning and Management* 62(5) 2019, p. 1–21.
- SOU 2018:59. Statens gruvliga risker.
- Sweden’s Minerals Strategy. For sustainable use of Sweden’s mineral resources that creates growth throughout the country. Government Offices of Sweden (*Regeringskansliet*) 2013.
- Syrjänen, O. (2005). Osallistuminen, vuorovai-
kutukset ja muutoksenhaku kaavoituksessa.
Rakennustieto Oy. Helsinki.
- Syrjänen, O. – Jämskeläinen, L. (2013). Rakentam-
isen ohjaus — Maankäyttö- ja rakennuslain
ja muun lainsäädännön rajapinnat. Selvitys
ympäristöministeriölle. Helsinki.
- Tiainen, H. – Sairinen, R. Mononen, T., “Tal-
vivaaran kaivoshankkeen konfliktoituminen”
(Conflict process of Talvivaara mine in Fin-
land). Ympäristöpolitiikan ja -oikeuden vu-
osikirja VII (2014).
- Tiainen, H. – Sairinen, R. Sidorenko, O., “Gov-
ernance of Sustainable Mining in Arctic Coun-
tries: Finland, Sweden, Greenland & Russia”.
Arctic Yearbook (2015), p. 132–157. Available
at: [https://arcticyearbook.com/arctic-year-
book/2015](https://arcticyearbook.com/arctic-year-
book/2015).
- Thomson, I. & Boutilier, R.G., (2011). The social
license to operate. In: P. Darling, ed., SME
mining engineering handbook. Littleton, Co.,
pp. 1779–1790.
- Tomlinson, K., “Indigenous rights and extrac-
tive resource projects: negotiations over the
policy and implementation of FPIC”, *The In-
ternational Journal of Human Rights* 23(5) 2019,
p. 880–897.
- Verschuuren, J., “Public Participation regarding
the Elaboration and Approval of Projects in
the EU after Aarhus Convention”, *The Year-
book of European Environmental Law*. Vol. 4
2005, p. 29–48.
- Vidal O. – Goffé B. & Arndt N., “Metals for a
low carbon society”, *Nature Geoscience* 6/2013,
p. 894–896.
- Vihervuori, Pekka 2001. Kaivostoiminta. In:
Ympäristöoikeus, ed. Kuusiniemi, Kari. Juva,
p. 615–643.
- “Vägledning för prövning av gruvverksamhet”,
SGU Report 2016:23. Available at [http://re-
source.sgu.se/produkter/sgurapp/s1623-rap-
port.pdf](http://re-
source.sgu.se/produkter/sgurapp/s1623-rap-
port.pdf) (accessed 2020-04-20).
- World Bank (2017). The Growing Role of Min-
erals and Metals for a Low Carbon Future.
Washington, DC.
- Wondolkeck, J. M. & Yaffee, S. L. (2000), *Making
Collaboration Work: Lessons from Innovation in
Natural Resource Management*, Island Press,
Washington.
- Zachrisson, A. & Beland Lindahl, K., “Political
opportunity and mobilization: The evolution
of a Swedish mining-sceptical movement”,
Resources Policy Vol. 64 2019, p. 1–12.
- Österlin C. & Raitio K., “Fragmented Land-
scapes and Planscapes – The Double Pressure
of Increasing Natural Resource Exploitation
on Indigenous Sámi Lands in Northern Swe-
den”, *Resources* 9(9) 2020, p. 1–27.

Cases

MÖD M 10717-17
MÖD M 10355-17
MÖD M 10031-14
MÖD 2011:51

NJA 2019 s. 629
NJÄ 2017 s. 421
NJÄ 2015 s. 976
(Fi) SAC 2020:124

(Fi) SAC 2019:67

(Fi) SAC 22.11.2017 t. 6029

(Sw) SAC 2016 ref. 21

(Fi) SAC 2015:116

(Fi) SAC 2015:95

(Fi) SAC 12.8.2015 t. 2160

(Sw) SAC 2014 not. 65

(Sw) SAC 2012 not. 27

(Fi) SAC 2002:86